



Kolbestånd i restaurerade våtmarker

En fältstudie av anlagda våtmarker i Lunds kommun

SIMON LIN 2020

MVEN13 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Kolbestånd i restaurerade våtmarker

En fältstudie av anlagda våtmarker i Lunds kommun

Simon Lin

2020



LUNDS
UNIVERSITET

Simon Lin

MVEM13 Examensarbete för Masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Karl Ljung, Kvatärgeologi, Lunds universitet

Extern handledare: Kristina Fontell och Linda Birkedal

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2020

Abstract

Sedimentation of organic carbon in shallow lakes and wetlands removes CO₂ from the atmosphere and can be considered a natural carbon sink. Actions toward regulating restored wetlands as carbon sink would provide Lund municipality with solution to combat CO₂ emission goals for the future. A field study was conducted collecting sediment samples from 6 constructed wetlands in Lund municipality, Sweden during March of 2020. The samples were tested regarding its organic carbon content using C/N-element-analyzer. The results were then upscaled and extrapolated to give an idea of the environmental relevance of these impoundments. This study showed that these restored wetlands were excellent carbon sinks with carbon capture as focus with yearly sedimentation rates of OC ranging between 0.48 and 3.76 tons/hectare. However, emissions of greenhouse gases should be taken into consideration for further evaluation. This study also tried to find out about the different interactions affecting accumulation rate of OC in wetland sediment. Using the collected calculated data OC sedimentation showed a positive correlation ($p \leq 0.5$) to increasing catchment area and to increasing wetland size. The current observation numbers are however low to accurately pinpoint the different correlations.

Innehållsförteckning

Abstract	4
Innehållsförteckning	5
Inledning	7
Material och Metod	10
<i>Etisk reflektion</i>	10
<i>Val av våtmarker</i>	11
<i>Provtagning i fält</i>	14
Gravitationskärning	14
<i>Laborativt arbete</i>	15
CN-analys	16
<i>Beräkningar och analys</i>	17
Densitet	17
Kolmängd	17
Kolbestånd	17
Årlig inlagring.....	17
Kvarstående år av kolinlagring.....	18
Effektivitet	18
Analys	18
Resultat	19
<i>Extrapolering och uppskattningar</i>	19
<i>Borrkärnor: Kolhalt och C:N kvot</i>	22
<i>Korrelationsanalyser</i>	24
Diskussion	27

<i>Kolinlagring</i>	27
<i>OC variation</i>	28
<i>Vegetation och historik</i>	28
<i>Anläggning av multifunktionella våtmarker?</i>	29
<i>Intressant fynd</i>	30
<i>Korrelation och osäkerhet</i>	31
Slutsats	32
Tack	33
Referenser	34

Inledning

I Sveriges etappmål om begränsad miljöpåverkan ingår att minska våra utsläpp av växthusgaser med 63 % till år 2030 och 75 % till år 2040 jämfört med utsläppsnivåerna 1990 (Naturvårdsverket, 2019). Lund har dessutom satt ett mål på nära noll utsläpp till år 2050 i sitt miljöprogram *Minsta möjliga klimatpåverkan* (Lund, 2019a, 2019b). För att uppfylla dessa mål blir det nödvändigt att ta till alla möjliga medel och titta på alternativa lösningar. Naturliga kolsänkor kan räknas som negativa utsläpp då CO₂ från atmosfären binds i vegetation eller mark. Sedimentation av organiska ämnen i sjöar och våtmarker avlägsnar kol från biosfär-atmosfär kolcykeln (Mendonca, et al., 2017; Downing, et al., 2008). Att naturliga sjöar och våtmarker fungerar som kolsänkor är dokumenterat (Kennedy & Mayer, 2002; Lund et al., 2009; Moss, 2010). Den syrefattiga miljön i bottensedimenten leder till låg nedbrytning som gör att mer organisk kol (OC) lagras än vad som försvinner, vilket stämmer för våtmarker som inte är dränerade eller igenväxta (Janssens et al., 2005). Sedimentation av OC är av särskilt intresse i antropogena vattenansamlingar som är konstgjorda, kolet som slutligen lagrats där har till viss del undergått annorlunda förutsättningar än naturliga vattenansamlingar (Downing, et al., 2008). Genom Höje å projektet och Kävlinge ån projektet har det sedan 90-talet anlagts många vattenansamlingar som våtmarker längs Höje- och Kävlinge ån främst med syftet att rena vattnet men även rekreation (Höje å vattenråd, u.å.; Ekologgruppen, u.å.). Sege å projektet påbörjades vid år 2000 och har anlagt flera våtmarker med liknande ändamål (Sege å ledningsgrupp, u.å.). Lunds kommun omfattas i huvudsakligen av tillrinningsarea för Höje- och Kävlinge ån, i jämförelse är det en liten del som tillhör tillrinningsarean för Sege å.

Förutom näringsretention är det sannolikt att det lagras in en betydande mängd OC i sedimenten i dessa våtmarker. Det är dock osäkert hur mycket kol som har lagrats in och hur effektiva kolsänkor dessa är. Genom den här studien undersöks hur mycket organisk kol som finns i bottensediment i restaurerade våtmarker inom Lunds kommun. Studien utökar kunskapsnivån och underlag för restaurerade våtmark som naturliga kolsänkor ur klimatperspektiv.

Det finns många studier där sediment studeras med just i våtmarker, men endast i få studier har tittat närmare på kolbeståndet. Exempel på studier som gjorts är bl. a. en studie från Australien av Hayes et al., 2017 som sammanställde gradient av kolbeståndet i naturliga kustnära våtmarker där det visade sig att

geomorfologiska förutsättningar hade stark inflytande över kolinlagringen. En studie från Kina av Huo et al., 2011 jämförde den vertikala fördelningen av kolinnehållet i våtmarkssediment med mark som har konverterats från våtmark, studien visade på en exponentiell minskning av sedimentets kolinnehåll med djupet. En studie från USA av Downing et al., 2008 analyserade och jämförde den årliga sedimentationen av OC i uppdämningar i jordbrukslandskap visad på att mindre uppdämningar i mer intensivt brukat landskap tenderar att lagra mer kol per arealenhet.

Sedimentationen av OC är platspecifik och unik. Varje plats har olika förutsättningar som klimat, geologiska och hydrologiska förhållanden samt även belastning från omgivning (Lönngrén, 1995). Att kolinlagringen i marken korrelerar positivt med ökad vattenhalt och negativt med ökad temperatur är dokumenterad (Chivers et al., 2009; Lund et al., 2009; Ju et al., 2010). Att vattnets flödeshastighet och dammars utformning påverkar sedimentationen genom fysikaliska processer är studerad (Shotbot et al., 2005; Vanni et al., 2011).

Det finns två tillvägagångssätt för att ta reda på sedimentation av OC i en våtmark. Det första är genom årlig övervakning av bottensedimenten, vilket innebär en serie av undersökningar från olika år vilket sen kan sammanställas för att beräkna den årlig ackumulation. Den här metoden ger mest precisa resultat på sedimentation (Holeman, 1975; Morris & Fan, 1998), men tyvärr fanns inte möjligheter för årlig övervakning då studien förs i form av ett mastersarbete. Istället görs en uppskalning och extrapolering av värden från stickprov. I normala fall är det inte möjligt att beräkna den årlig ackumulation genom stickprover som tas vid en tidpunkt. Dessa våtmarker är restaurerade, det gör att dessa har en känd ålder vilket gör det möjligt att uppskatta inlagringshastigheten genom att dividera kolbestånd med ålder.

Inga liknande studier har tidigare gjorts på våtmarker inom Höje- och Kävlinge åarnas avrinningsområden som fokus, uppföljning på H/K-projekten har varit för den biologiska mångfalden (Torle, 2002; Holmström, 2014a) och reduktion av näringsämnen i dessa våtmarker (Wedding, 2003; Wedding, 2004). Det är därför okänt hur mycket OC som är lagrade i dessa våtmarkssediment.

Syfte med studien har varit att inventera restaurerade våtmarker inom Lunds kommun gällande dess kolbestånd (mängden lagrat kol) och sedimentation av OC via provtagningar från fältstudier. Uppskalning, extrapolering och schablonvärden användes för att sammanställa kolinlagringen. Utifrån det gjordes en bedömning huruvida restaurerade våtmarker fungerar som naturliga kolsänkor ur miljöperspektiv. Studien har också undersökt huruvida faktorer som tillrinningsarea, våtmarksstorlek, ålder och vattendjupet har påverkan på kolinlagringen. Studien sammanställer kunskapsunderlag för kommunens långsiktiga planering och handläggning för en koldioxidneutral framtid. Kännedom för kapaciteten av olika kolsänkor ger incitament för kommunen att använda dessa värden i sin koldioxidbudget.

Studiens frågeställningar är:

Hur ser kolinlagringen ut i de restaurerade våtmarkerna i Lunds kommun?

Fungerar dessa våtmarker som kolsänkor ur miljöperspektiv och vad är effekten i förhållande till kostnaden för dessa våtmarker?

Vilka faktorer påverkar kolinlagringen i restaurerade dammar, går det att påvisa korrelationer?

Material och Metod

Denna studie tittade på den inlagrade kolmängden i form av organiskt kol i botten-sediment av våtmarker. Stickprover togs från ett antal restaurerade våtmarker inom Lunds kommun som var anlagd i samband med H/K-projekten. Studien analyserade endast på kolhalten i bottensediment, våtmarkernas kolbestånd och kolinlagring extrapoleras utifrån kolhalten. Studien ämnas inte åt utsläpp av växthusgaser från våtmarkerna, som skulle kunna vara en osäkerhet. Studien avgränsas till anlagda dokumenterade våtmarker inom Lunds kommun. Studien avgränsas i sin omfattning d.v.s. antalet våtmarker som studerats och antal provtagningspunkter och antal analyser som utförs var begränsad.

Definitionen av damm eller våtmark var inte tydligt definierad i de tidigare projekten, i denna studie menas restaurerade våtmarker som anlagda (utgrävda), grunda vattenansamlingar som är stabila ur miljösynpunkt. Om en sådan vattenansamling får stå kvar kommer den i sin om tid att växas igen till mosse eller kärr.

Beskrivning av våtmark från en nyare rapport från Miljöförvaltningen Helsingborg av Dubber (2020, s.10) ”Våtmark är ett vitt begrepp som kan omfatta både dagvattendammar, vattenreningsytor i anslutning till jordbruksmark, och torvmark.”.

Etisk reflektion

I fältarbetet görs provtagningar att utföras på våtmarker i gummibåt, vilket kan dra till nyfikenhet och kan hysa misstankar hos markägare eller andra i närområdet. Därför är det viktigt att kunna förklara situationen och berätta om studien om situationen skulle uppstå. Privata markägare kontaktades där det är möjligt för tillåtelse att vistas och provta på privat mark. Arbete utförs och skrivs opartiskt även om den utförs för Lunds kommun, och kan påverka den framtida handläggande kring våtmarksärenden. Insamlingsplatser vid fältarbetet har valts utifrån de förutsättningar som ger bäst representativ prov. Med representativ prov menas att provet ska återspegla verkligheten och att provet tas på ett sätt så att utfallet av *outlier*

minimeras. Rapporten innehåller information och data från fältarbetet och labanalyser, sedan kompletteras med andra vetenskapliga referenser som är granskade för sin kvalitet, metodik och trovärdighet. Rapporten är opartisk och inte stödja en särskild aktör eller grupp, intressekonflikter som kan uppstå gällande våtmarksåtgärder kommer att hanteras från miljövetenskapliga synpunkter med vetenskapligt underlag. Studien har gjorts med huvudsyfte att inventera kolbestånden för restaurerade våtmarker och hitta faktorer som påverkat kolinlagringen i dessa våtmarker. Information kan kommunen, markägare och allmänheten använda sig av. Resultaten från studien kan leda till incitament att främja våtmarker i framtiden vilket kan påverka aktörer inom skogsbruk, jordbruk, samhällsbyggnad, miljökontoret och företag som utför restaureringar.

Val av våtmarker

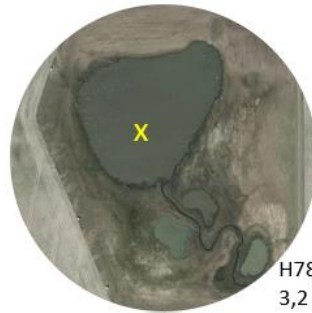
Restaurerade våtmarker identifierades genom att använda den webbaserade kartlösningen *Vattenatlas* som förvaltas av Höje å och Kävlingeåns vattenråd. De åtgärdsarbetena som tidigare utförts i samband med H/K-projekten visas genom vald funktion "Vattenförvaltning > Åtgärdsarbete > Åtgärd, vattenråd", flygbilder över dessa områden studeras och tolkas som förarbete. Informationskomplettering för dessa åtgärdade våtmarker togs fram genom sökningar i rapporter och dokumentation från H/K-projekten. Informationen över ett antal våtmarker inom Lunds kommungräns sammanställdes i en lista med projektnummer, lokalisering, fastighet, restaurationsårtal, yta, dammtyp, den tidigare markanvändningen och eventuell markägare. Platsbesök för dessa platser gjordes för bedömning av våtmarkens tillgänglighet, framkomlighet med biltransport, utformning och omgivning. Med den insamlade informationen gjordes ett urval av provtagningsplatser. Slutligen har provtagningar utförts på 6 våtmarker med varierande förutsättningar och varierande restaureringsårtal mellan år 1999–2014 (Figur 1; tabell 1).

Provtagningar har delades upp i två omgångar. Första omgång utfördes 28 februari 2020 för lokalerna H49, H78 och H47 (figur 1; tabell 1). Andra omgången utfördes 5 mars för K30A1, K86 och K340 (figur 1; tabell 1). Under provtagningsperioden var vattennivån i våtmarker höga och stora områden runt våtmarken var översvämmade till skillnad på vad som visas på flygbilderna i figur 1. Provtagningsplatser och punkterna listas i tabell 1, x och o på slutet av IDbeteckningen visar varifrån provet är taget på figur 1. Om x eller o saknas i beteckningen betyder det att endast ett prov är taget på våtmarken som är markerad med x på flygbilden figur 1. Provtagningspunkterna har valts efter områden där sedimentprofilen

bedöms vara konstant och där bottensediment bedöms som djup i förhållanden till våtmarkens andra platser.

Tabell 1 Prov ID identifierar åtgärdsbeteckning från *Vattenatlas*, x och o på slutet av beteckningen visar varifrån provet är togs.

Prov ID	Fastighet	Lokalisering		Anläggnings år	Yta (ha)
		Decimal degree			
H49	Vallkärnratorn 5:17, 2:8	55.727291	13.184860	1999	1,1
H78	Ladugårdsmarken 2:6	55.741910	13.202198	2014	3,2
H47x H47o	St Råby 36:7	55.686298	13.233767	1999	1,5
K86x K86o	Skatteberga 1:2	55.740508	13.379695	2002	5
K30A1	Flyinge 22:40, Ekeberga 1:4	55.749688	13.339312	1997	1,5
K340x K340o	Kungsholmen 1:1 (f.d. Vomb 50:101)	55.701468	13.533155	2010	60



H78
3,2 ha



H49
1,1 ha



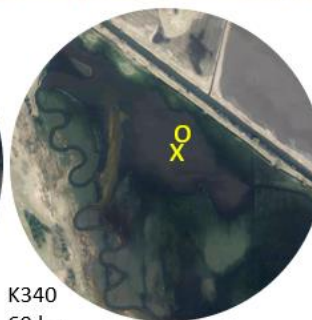
H47
1,5 ha



K30A1
1,5 ha



K86
5 ha



K340
60 ha

Figur 1 Karta med flygbilder över provtagningsplatser. x och o markeringar över flygbilder visar provtagningspunkterna.

Provtagning i fält

Mätning och provtagning i öppet vatten gjordes från en gummibåt. Sedimentprovtagning utförs via gravitationskärning (Emery & Dietz, 1941) med *HTH sediment corer* (Renberg & Hansson, 2008). Provtagningspunkter (figur 1) valdes där vattendjupet bedömdes som djupast, mätning av vattendjupet gjordes via lodning med en flat tyngd som hänger i en lina. Ett ryssborr har använts vid flera platser för att ta borrhärdar (figur 2), utifrån dessa gjordes en bedömning för sedimentuppsättningen. Gränsen mellan bottensedimentet och det underliggande materialet som i detta fall är vad våtmarken anlagts på grundar sig på skillnaden i sedimenttextur. Material som deponerats före konstruktionen av våtmarken tenderar att bestå av grov sandigt material, medan materialet som deponerats efteråt tenderar att bestå av silt och lera (Juracek, 1998; Van Metre et al., 2004) (figur 2).



Figur 2 visar hur en borrhärd ser ut.

Gravitationskärning

Sedimentprov samlades in genom sedimentkärning, den vanligaste metoden av sedimentkärning är gravitationskärning (Glew et al., 2001). Det är viktigt att sedimentprovet som tas är representativt och efterspeglar de faktiska förhållanden, då ett dåligt prov inte kan ändras i efterföljande analyser och ger missledande resultat. *HTH sediment corer* (Renberg & Hansson, 2008) är instrumenten som har använts för gravitationskärning. Instrumenten består av en tub som samlar in sedimentkärnan, den är 8,6 cm innerdiameter och 50 cm lång. Tuben monteras



Figur 3 *HTH sediment coring* prov.



Figur 4 HTH tub på strängspruta som pressar ut borkärna till snittbricka.

på en ställning med andra huvudkomponenter. Dessa är vikter som ger instrumenten tyngd vilket tillåter tuben att enkelt penetrera sediment. En gummidisk med axel och fjäder som kan fälla och förseglar ovanöppningen av tuben. När den fälls ihop skapar det ett undertryck som får sedimentkärnan att stanna i röret när instrumenten hissas upp. Den sista komponenten är en omslagen mekanism som utlöser när trycket försvinner, den är kopplad till en lina som hela instrumentet hänger på och när trycket från linan försvinner triggas mekanismen som fäller gummidisken. Provtagningen utfördes genom att sänka instrumenten med öppen tub ner i sedimenten, tuben förseglades med stängningsmekanismen (enligt tidigare beskrivning) innan instrumenten med sedimentkärna drogs upp. Det är viktigt att redan under vattnet försegla bottenöppningen av tuben med en kork så att provet inte faller ut, det krävdes flera försök för att få upp ett bra sedimentprov (figur 3). Sedimentdjupet för de restaurerade våtmarker som provats förväntas inte överstiga tubens längd på 50 cm, enligt referens (Pennigton et al., 1973).

Tuben med prov i monterades på en mobil strängsprutningsanordning (Renberg & Hansson, 2008) till HTH sediment corer för att på ett kontrollerat sätt pressa ut provet från tuben (figur 4). På tuböppningen där provet trycks ut monterades en snittbricka, 2 cm av sedimentkärnan pressades ut åt gången och materialet som hamnade på snittbrickan skrapades ner i provbehållare med provbeteckning. Oftast blir den sista biten av sedimentet (understa) som är mindre än 2 cm över, även denna del samlas också in i provbehållare markerad med provbeteckning.

Laborativt arbete

I labb mättes våtvikten och torrsvikten. Provbehållare med prov i utan lock vägdes. Dessa behållare med prov i lades sedan i en ugn där provet lufttorkades utan värme över natten. Efter lufttorkning vägdes det torkade provet med behållare. Proverna efter lufttorkningen är hårda och ihop klumpad. De torkade proverna finfördelas med mortel för hand. Proverna homogeniseras. Den fina kornstorleken är önskvärd i de efterföljande stegen. Den tomma provbehållarens vikt vägs. Genom att subtrahera provbehållarens vikt från provvikten med behållaren före och efter lufttorkningen beräknades provets våt- respektive torrsvikt.

CN-analys

CN-element-analyser skiljer inte på organisk kol och oorganisk kol utan mäter provernas totala kolinnehållet. Det oorganiska kolet (IC) i proverna avlägsnas genom metoden avsyring i silverkapslar enligt Brodie et al., 2011. Mellan 3–9 mg av det torra sedimentprovet vägdes in i små silverkoppor. Kapslarna överfördes till en värmeöverförande form med markeringar och öppningar som kapslarna kan placeras i. På en värmeplatta i ventilationsskåp tillsätts 10 µl avjonat vatten till proverna och på så sätt förhindrar en kraftfull reaktion då IC kommer i kontakt med en syra (HCL). Efter tillsättning av avjonat vatten höjdes värmen på värmeplattan till 50 °C. Seden i omgångar tillsattes små mängder (mellan 10 µl och 50 µl) med 2 molar HCL till proverna. Mellan omgångarna uppvaktas skumbildningen som uppstår vid reaktionen av IC och HCL. Mängden HCL som tillsattes provet var proportionell mot IC innehållet, sista omgångarna tillsattes extra HCL som "fail safe" för att all IC ska avsyras. Efter syra tillsättningen lämnades kapslarna på värmeblocken tills proverna torkats. Förlust av provmaterial kan ske i och med syra tillsättningen eftersom reaktionen kan bli kraftig och gör att det skummar över eller läcker ut syra med prov från kapslarna. Efter proverna har torkats över värmeblock överfördes dessa till plastbehållare och förvarades så att inga partiklar hamnar i kapslarna.

Kol- och kvävehalten analyserades i CN-element-analyser (EA) (modell *ECS 4010*). Silverkapslar som innehåller dekalCIFierat prov veks ihop och veks in i tennkapslar med hjälp av pincett. Den ny yttre lagret av tenn underlättar förbränningen av proverna i EA. Det är viktigt att luft avlägsnas som under dessa moment då oönskade ämnen som CO₂ i luften kan leda till störningar vid analys. Klumpar med hopvikta kapslar innehållande prov placerades med pincett på EA:s autosampler, där proverna släpps ner med omgångar i en ugn som var uppvärmd till 1050 °C med helium gas. Under den höga temperaturen sker en fort förbränning av provet och kapslarna. Genom flera processer formas slutligen gaserna CO₂ och N₂ som leds in i en kolonn där de separeras och sedan kvantifieras med termisk konduktivitetdetektor (Brodie et al., 2011).

Beräkningar och analys

Densitet

Densiteten och bulkdensiteten beräknades igenom standardformeln

$$\rho = m/v.$$

där m = den våta provvikten eller det torkade provvikten

v = volymen på det våta provet (HTH rör 8,6 cm innerdiameter och 2 cm prov)

Kolmängd

Kolmängden eller sedimentens innehåll av OC (g C/cm³) beräknades genom att dividera bulkdensiteten (torrdensiteten) med den analyserade kolhalten från EA.

Kolbestånd

Kolbestånden (ton C) i sedimenten av en våtmark beräknades genom att multiplicera sedimentets volym med kolmängd. Sedimentets volym antogs vara arean multiplicerad med sedimentdjupet. Sedimentdjup antogs från provtagningen efter iakttagelser för vart som har sedimenterats efter restaureringen. Studien är begränsad i att sedimentprofil saknas för våtmarkerna, då sedimentdjupet i varierar blir det missvisande att beräkna sedimentvolymen med den valda metoden. Kolmängden varierar på olika sedimentdjup, ett medelvärde av olika kolmängd från samma mätpunkt har antagits. Kolbeståndsuppskattningar är väldigt grovt utfört, profil över de individuella våtmarkernas kolmängd och sedimentdjup behöver sammanställas och modelleras för att göra mer precisa uppskattningar av våtmarkens totala kolbestånd.

Årlig inlagring

Den årliga inlagringen av OC (ton C/ha/år) beräknades genom att dividera våtmarkens kolbestånd med våtmarkens ålder och sedan ytterligare dividerad med våtmarkens area. Sedimentationen antogs starta direkt efter när våtmarken hade anlagts.

Kvarstående år av kolinlagring

Den kvarstående tiden av kolinlagring för de enskilda våtmarkerna uppskattar hur lång tid som våtmarken kan fortsätta att lagra organiskt material. Detta beräknades genom att dividera vattendjupet med den årliga sedimentationshastigheten. Den årliga sedimentationshastigheten är oberoende av kolinnehållet och beräknades genom division av sedimentdjup och våtmarkens ålder. Uppskattningen är grov eftersom sedimentationshastigheten och igenfyllningshastigheten inte kommer vara konstant, när vattendjupet ändras är det störst sannolikt att dessa hastigheter påverkas.

Effektivitet

Effektivitet g C/kr är hur mycket kol som lagras i förhållande till hur mycket pengar som har lagts ner på restaureringen av våtmarken plus underhåll. Olika förhållanden påverkar kostnaden av att anlägga en våtmark, kostnaderna ligger i planeringen och utförandet av arbetet. Hur mycket schaktmassa som behöver grävas upp och transporteras är proportionell med kostnaderna. Referens från H/K-projekten samt Sege å-projekten har rapporterat kostnader allt från 283 000 kr/ha till 710 000 kr/ha med penningvärde från tidig 2000-talet (Holmström, 2014b; Davidsson, 2010; Davidsson & Holmström, 2007; Reuterskiöld et al., 2007; Reuterskiöld et al., 2005). Ett schablonvärde på 300 000 kr/ha valdes. Effektiviteten beräknades igenom att dividera kolbeståndet med den uppskattade anläggningskostnaden, där den uppskattade anläggningskostnaden är 300 000 kr multiplicerad med arean för våtmarken.

Analys

Korrelationsanalys i form av regressionsanalys och Pearson korrelation (Rousseau et al., 2018) har använts för att analysera möjliga samband och trender. Regressionsanalys utfördes med hjälp av datorprogrammet Microsoft Excel, och Pearson korrelation utfördes i SPSS.

Resultat

Extrapolering och uppskattningar

Resultaten från beräkning av kolbestånd, bottensedimentets innehåll av OC, den årliga inlagringen av OC presenteras i tabell 2 med tillhörande bakgrundsinformation. Trots att vara den näst yngsta våtmarken från 2010 så uppskattas det att den största kolbeståndet 2255 ton finns i lagrat K340, K340 är även den största våtmarken 60 ha med störst tillrinningsarea på 23,9 tusen ha. K340 har även beräknats ha den högsta årliga inlagring av OC bland alla 6 våtmarker med ett medelvärde på 3,76 ton/ha. Lägst årlig inlagring av OC är H47 och K86 som båda lagrar 0,48 ton/ha. Tittar vi endast på kolinnehåll i själva sedimentet är K340 högst med 47,7 mg C/cm³ och K86 lägst med 6,2 mg C/cm³. Våtmarkernas kvarstående ålder presenteras också i tabell 2 som *tid kvar tills igenfyllning* som varierar mellan 60 och 147 år.

Den totala arealen av restaurerade våtmarker inom Lund i samband med Höjeå-projektet, Kävlingeå-projektet samt till en liten del Segeå-projektet uppskattas till 147,2 ha (n=64) enligt *Vatten atlas*. Baserad på extrapolering av den årliga inlagringen av OC per ha innebär det en summa av årlig inlagring på mellan 70,95 till 555,28 ton OC/år baserat på min- och maxvärden, omvandlat till CO₂eq är det mellan 260 och 1995 ton som årligen inlagras (tabell 3). Den årliga inlagrade mängden CO₂eq i dessa 147,2 ha är cirka 1 till 8 promille jämfört med till den totala CO₂eq utsläpp från Luns kommun, och 2 till 16 promille jämfört med utsläppen från all trafik och transport.

Tabell 2 sammanställning av bakgrundsinformation i översta tabellen och sammanställning av beräkningsresultat för kolbestånd, kolbestånd översta 5 cm, sedimentetets kolinnehåll, den årliga inlagringen av OC och uppskattad kvarstående tid tills våtmarken fylls igen.

Objekt ID	År anlagt	Yta (ha)	Tillrinning (ha)*	Sediment djup vid provtagning (cm)	Vattendjup vid provtagning (cm)
H49	1999	1,1	450	26	65
H78	2014	3,2	236	8	110
H47	1999	1,5	190	14/14	80/100
K86	2002	5	1700	18/8	155/147
K30A1	1997	1,5	84	18	170
K340	2010	60	23 900	10/6	80/80

Objekt ID	Uppskattat kolbestånd (ton)	Kolbestånd (ton) sediment 0–5 cm	Kolinnehåll sediment C(g)/cm ³	Årlig inlagring ton/ha	Tid kvar tills igenfyllning (år)
H49	42,11	7,51	1,47E ⁻⁰²	1,82	80
H78	34,51	11,31	1,35E ⁻⁰²	1,80	147
H47	15,25	4,75	7,26E ⁻⁰³	0,48	60
K86	43,38	14,50	6,17E ⁻⁰³	0,48	110
K30A1	21,50	5,01	7,96E ⁻⁰³	0,62	133
K340	2255,22	1321,82	4,77E ⁻⁰²	3,76	64

*Uppgifter om tillrinningsområde är hämtade från Ekologgruppen som tillhandahåller uppgifter från H/K-projekten. Tillrinningsarea för K30A1 saknas och uppskattades som 1% av avrinningsområdet för området enligt SMHI:s *vettenweb* med förslag av Johan Krook från Ekologgruppen.

Tabell 3 Beräkningar på totala mängd av OC och CO₂eq från restaurerade våtmarker i Lunds kommun.

Restaurerad våtmark som kolsänka	Lund SUM yta	147,2 ha
	SUM kolinlagring	70,95-555,28 ton/år
	SUM inlagring CO ₂ eq	260-1995 ton/år
Inlagring från restaurerade våtmarker		
Lunds totala utsläpp*	244 866-ton CO ₂ eq	% 0,106-0,798
Lunds transportutsläpp*	119 254-ton CO ₂ eq	% 0,218-1,639

*Utsläppsvärden från år 2017 (Neij et al., 2020)

Kostnadseffektiviteten av restaurerade våtmarker som biologisk kolsänka är presenterade i tabell 4. Här ser vi att K340 har den högsta effektiviteten bland de undersökta våtmarker på 626,5 g C/kr under förutsättning att den står kvar under 50 år efter anläggning och 927,1 g C/kr om den får stå kvar tills våtmarken växer igen. Lägst effektivitet har H47 och K86 på cirka 80 g C/kr under förutsättning att de står kvar under 50 år. En jämförelse med kostnadseffektiviteten hos andra kolsänkor finns presenterad i samma tabell.

Tabell 4 sammanställning av kostnadseffektiviteten för restaurerade våtmarker som kolsänka.

Objekt ID	summa 50 år (ton)	summa igenväxt (ton)	kostnad kkr*	Effektivitet efter 50 år (g C/kr)	Effektivitet igen- växt (g C/kr)
H49	91,2	184,1	330	303,9	613,8
H78	89,9	275,0	960	299,6	916,8
H47	24,2	39,2	450	80,7	130,7
K86	24,1	61,7	1500	80,3	205,6
K30A1	31,2	97,2	450	103,8	324,0
K340	187,9	278,1	18 000	626,5	927,1
Andra biologiska kolsänkor**			Effektivitet g C/kr		
återfukta torvmark				661	
Stadsträd				11,5	
Gräsytor				12,5	
Planterad skog				733	

*Schablon på anläggningskostnad 300 kkr/ha har antagits

**Uppskattade värden från kalkyler av förhållanden i Helsingborgs kommun (Dubber, W., 2020)

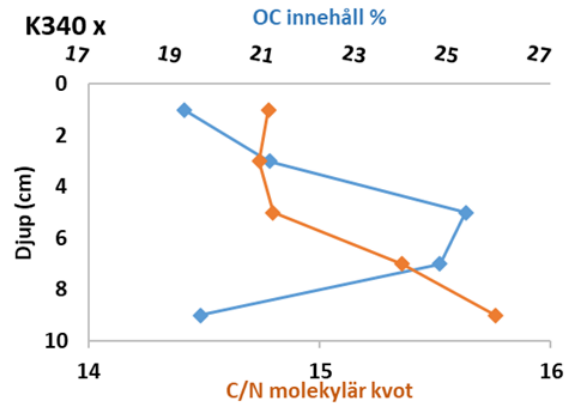
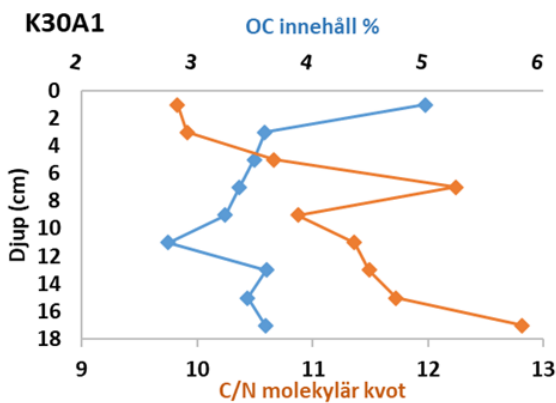
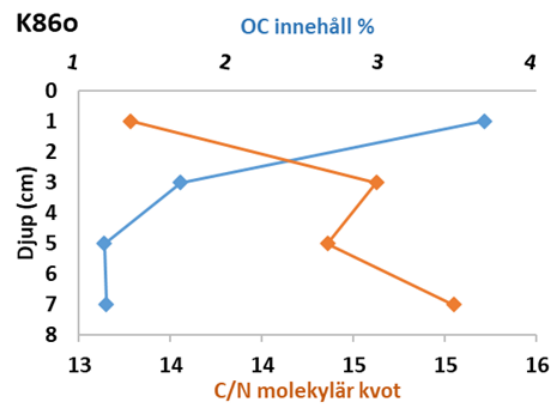
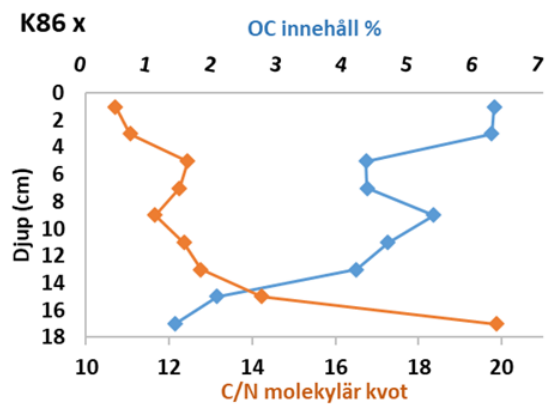
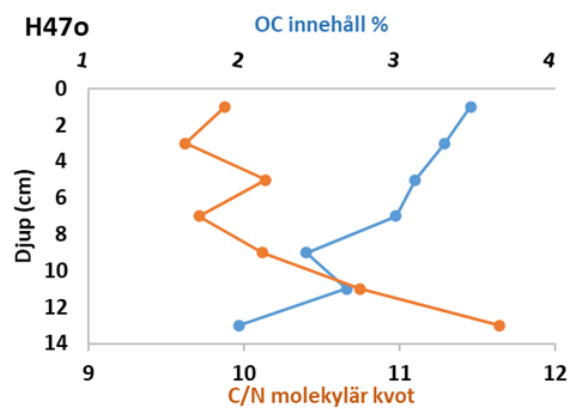
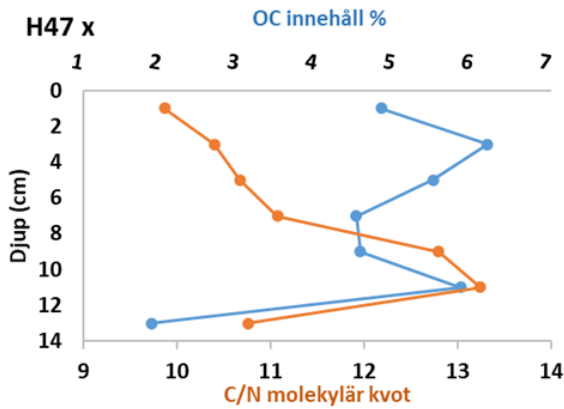
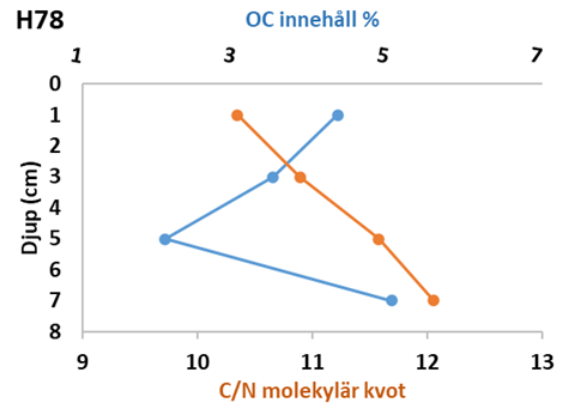
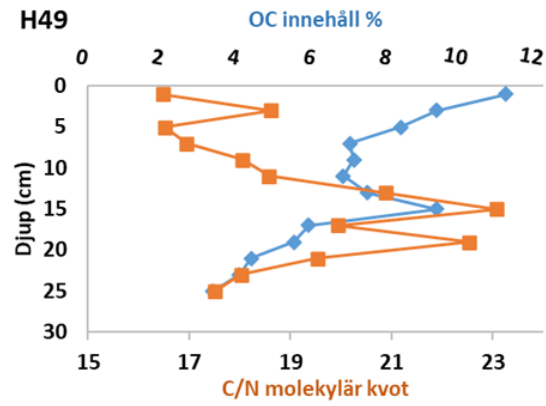
Borrkärnor: Kolhalt och C:N kvot

Analysresultaten från EA presenteras i figur 5 och figur 6 i form av grafer. Kolhalt och kol/kväve-kvoten över olika djup för sedimentprover presenteras som grafer i figur 5. Resultat för sedimentprov från K340o är utelämnat i figuren då provpunkterna varit få, C:N-kvoten av K340o finns däremot presenterad i figur 6. I figur 5 graferna visas två x-axlar. Den övre x-axeln visar kolinnehållet av det torkade provet som körs i EA och undre x-axel för C:N kvot (molekylär) som är kvoten mellan kol- och kväveinnehållet för samma prov, på y-axel visas sedimentdjup där 0 cm representerar sedimentytan där det senaste av sedimentet avlagrats. Graferna i figur 5 visar förutom det ovannämnda även förhållanden och variationen mellan kolinnehållet och C/N-kvoten över olika djup. Notera att x-axeln för kolhalt och C:N kvot har mellan graferna och varandra olika gränser och upplösning, graferna är optimerade för att visa relativa förhållanden mellan kolhalt och C:N kvot.

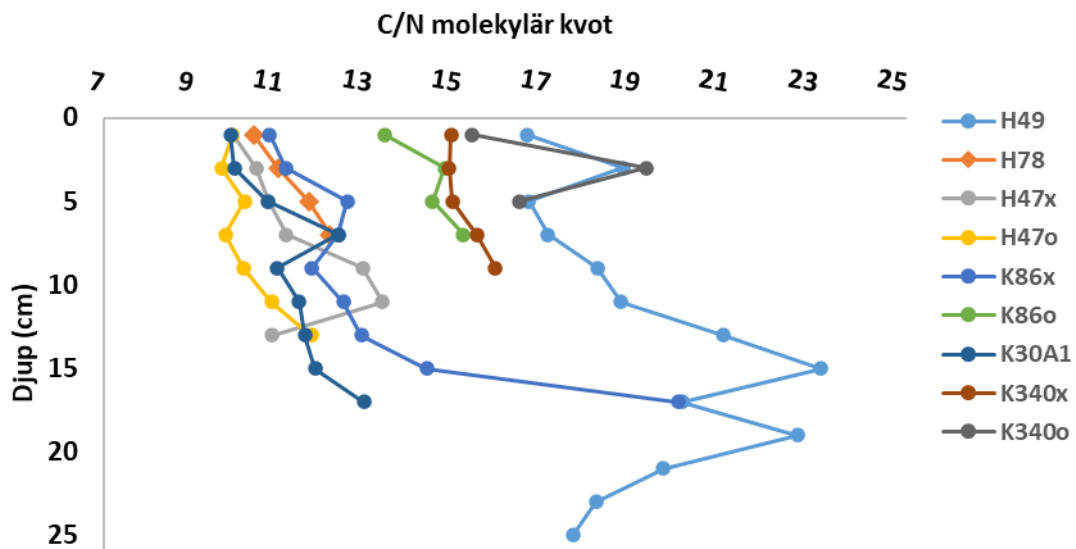
Kolhalten (organisk) är det procentuella kolinnehållet i bulkmassan av sedimentprovet och visar hur mycket av materialet i sedimenten som huvudsakligen kommer från döda organiska växtdelar. Figuren 5 visar att kolhalten tenderar att vara högst vid sedimentytan gentemot sedimentbotten, avvikelser är H78 och K340x två av de nyare anlagda våtmarkerna från 2014 respektive 2010. Anmärkningsvärt bland grafer i figur 5 är den höga kolhalten i K340x som varierade mellan 19 och 25 procent gentemot kolhalten hos de andra platserna på mellan 0 och 12 procent.

C:N-kvoten kan användas som en indikation på vart det organiska materialet härstammar, en C:N under 10 tyder på akvatiskt ursprung medan C:N över 20 visar på terrestra ursprung (Meyers, 1994; Meyers & Teranes, 2001). En generell trend av ökad C:N-kvot med sedimentdjupet kan antydast från graferna i figur 5, avvikelser är H49 och H47x där C:N först ökar mot djupet och sedan minskar vid sedimentbotten.

Fördelningen av C:N kvot över alla sedimentprover över olika djup sammanställs i figur 6. Majoriteten av mätvärden hamnar mellan 10 och 20 C:N med undantag för H49 där C:N översteg 20 mellan 13 och 19 cm djup. En grupp av data-serier som består av H78, H47x, H47o, K86x och K30A1 visar liknande resultat med små variationer omkring 10 till 13 C:N.



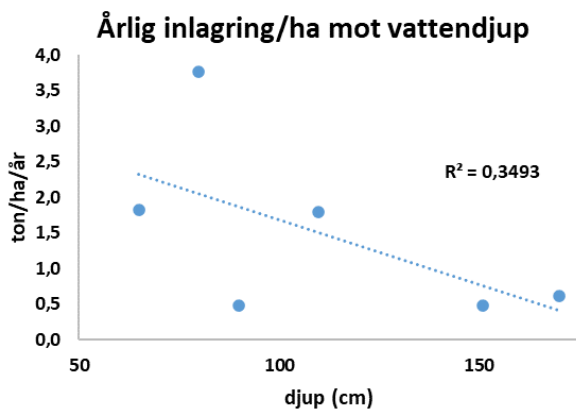
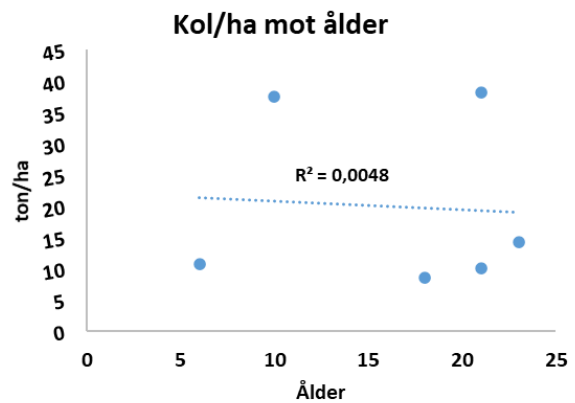
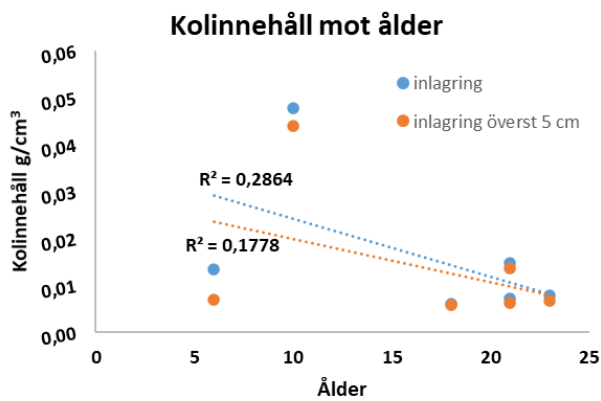
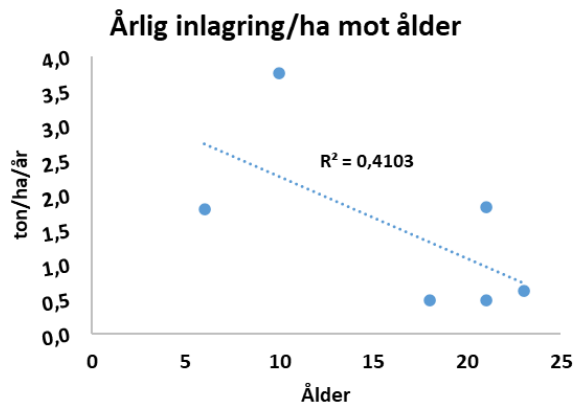
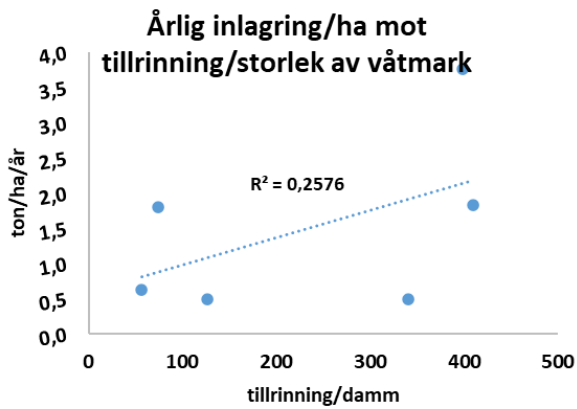
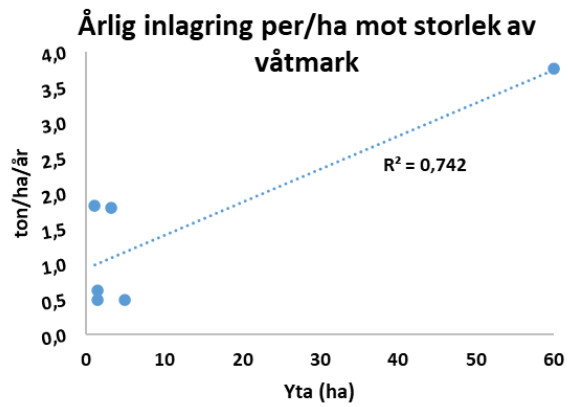
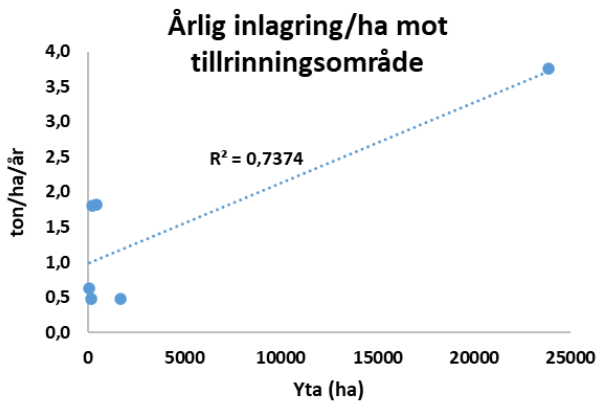
Figur 5 sammanställning av kolhalt och C:N kvoten över olika djup för alla sedimentprov utom K340o.



Figur 6 sammanställning av fördelning över C:N kvoten hos alla sedimentprover

Korrelationsanalyser

För att försöka ta reda på vilka faktorer som bidrar till eller har största bidrag till ökad kolinlagring har linjär regression använts mellan olika variabler. Variabler som testats är kolinlagring, kolinnehåll hos sedimenten och inlagrat kol per ha mot våtmarkens storlek och dess tillrinningsarea samt åldern av våtmarken. Analysen presenteras i figur 7. Determinationskoefficient (R^2) säger att det inte finns signifikant trend för dessa 6 serier som testats. När Pearssons korrelationstest används visade på signifikanta samband P-värde $\leq 0,05$ mellan årlig inlagring per ha mot tillrinningsarea och mellan årlig inlagring per ha mot storlek av våtmark (tabell 5), om punkten som tillhör K340 uteslutes försvinner signifikansen. Inga ytterligare signifikanta samband har hittats.



Figur 7 Sammanställning av linjär korrelation mellan kolinlagring och kolbestånd mot olika faktorer.

Tabell 5 sammanställning av resultat från Pearsons koefficient test för korrelationer som ställs i figur 7.

	Pearsons korrelationskoefficient
Årlig inlagring/ha mot tillrinningsarea	$R(4)=0,8587, P=0,0285$
Årlig inlagring/ha mot storlek av våtmark	$R(4)=0,8614, P=0,0275$
Årlig inlagring/ha mot tillrinning/storlek av våtmark	$R(4)=0,5075, P=0,3041$
Årlig inlagring/ha mot ålder	$R(4)=-0,6406, P=0,1711$
Kolinnehåll mot ålder	$R(4)=-0,5351, P=0,2741$
Kol/ha mot ålder	$R(4)=-0,069, P=0,8967$
Årlig inlagring/ha mot vattendjup	$R(4)=0,5910, P=0,2167$

Diskussion

Denna studie har analyserat på kolinnehållet från bottensediment i restaurerade våtmarker, utifrån analysdata har uppskalning utförts för att sedan ta reda på kolbeståndet och den årliga inlagringen av OC. När resultaten extrapoleras vidare gav det en uppfattning om hur mycket dessa våtmarker har bidragit som kolsänkor, något som det tidigare inte fanns en uppfattning om.

Kolinlagring

Den årliga inlagringen av OC varierade mellan 0,48 och 3,76 ton/ha, variationen tyder på de olika platsspecifika av faktorer och processer som är i samspel (Lönngren, 1995; Tranvik et al., 2009). Andra värden på inlagring av kol i små våtmarker i kultiverade landskap visar på 0,12 och 1,5 ton/ha (Ursic & Dendy, 1965). En annan studie (Medonca et al., 2017) visade ett medianvärde på 29,6 ton/ha i små sjöar inom jordbrukslandskap. I en tredje studie av Downing et al., (2008) beräknades den årliga inlagringen av OC till mellan 1,48 och 170 ton/ha i eutrofa artificiella våtmarker inom jordbrukslandskap.

Från resultaten och jämförelsen har den nuvarande 147,2 ha av restaurerade våtmarker i Luns kommun visat sig att lagra mellan 260 och 1955 ton CO₂eq årligen. Detta motsvarar cirka 1 till 8 promille av Lunds årliga utsläpp i form av CO₂eq. Tabell 3 visar att kostnadseffektiviteten förhåller den sig bättre ur miljöekonomiskt perspektiv än biologiska kolsänkor som stadsträ och gräsytor presenterad av Dubber, W., 2020. Om nya våtmarker skulle anläggas och underhållas med dagens penningvärde hade det sett annorlunda ut, å andra sidan så är dessa våtmarker redan anlagda med ändamål att rena vattnet från näring och andra oönskade utsläpp. Detta innebär att kostnadseffektiviteten med OC inlagring i restaurerade våtmarker bör kombineras med kostnadseffektiviteten för näringsretention. Därför bedöms restaurering av våtmarker som en relevant och kostnadseffektiv kolsänka.

OC variation

Variationen av OC inlagring är baserade på olika faktorer och processer, även inom samma våtmark så visar studier på variationer av OC koncentrationen i sedimenten (Shotbot et al., 2005; Tranvik et al., 2009; Vanni et al., 2011; Pittman et al., 2013). En del av dessa faktorer är känt men det är svårt att säga vilka av dessa faktorer som har haft störst påverkan för våtmarkerna som studien behandlar.

Vattnets uppehållstid igenom en våtmark är en faktor, längre transporttid ger våtmarken längre tid för OC i vattnet att sedimenteras. Låg strömhastighet gynnar denitrifikationen och främjar bildandet av N₂O som är en växthusgas, därför är svagt strömmande vatten där organiskt material hinner sjunka önskvärt (Lönngren, 1995). Organiskt material sköljs in med och transporteras av vattenströmmar, studier visar på att OC i sediment ökar från inloppet till utloppet (Shotbot et al., 2005; Vanni et al., 2011). Att det är lägre OC halt nära inloppet kan förklaras med att grövre oorganiska partiklar sedimenterar fortare än finare organiska partiklar, vilket gör att grövre partiklar sedimenteras där strömhastigheten övergår från fort till långsamt medan finare och mer kolrika partiklar sedimenteras vid låg strömhastighet (Hyne, 1978; Shotbolt et al., 2005). Denna typ av variation lyfter fram betydelsen av de individuella provtagningspunkterna, och huruvida dessa är representativa för våtmarkerna. Studien är avgränsat till att provta ett eller två sedimentkärnor och har därför missat variationen av OC inom våtmarker.

Temperaturen är en faktor då mer vegetation leder till ökad primärproduktion som ökar bildandet av mer förna. Årstider påverkar växligheten, under hösten ökar produktionen av lövförna (Tranvik et al., 2009).

Sedimentbottens syreförhållanden är en faktor, i syrefattiga miljöer bromsas nedbrytningen av organiskt material (Janssens et al. 2005). Detta gör att inlagringen av OC överstiger nedbrytningen.

Vegetation och historik

I figur 6 presenteras C:N kvoten för sedimentproverna från de 6 undersökta våtmarker. Resultatet tyder på att det organiska materialet är en blandning från terrestra och akvatiska kolkällor då C:N oftast befinner sig någonstans mellan 10 och 20. Intressant ur C:N perspektiven är att H49, K340x och K340o som har högre C:N än de andra våtmarkerna. Dessa våtmarker är också de grundaste med vattendjup på 65 cm för H49 och 80 cm för K340 till skillnad från andra platser med djupare vatten. En möjlig förklaring är att C:N kvoten i sedimenten blir högre (organiskt material härstammar då mer från terrestra material) i grundare våtmarker.

Genom att följa C:N kvoten i graferna från figur 6 är det möjligt att få en uppfattning om vilken källa som det organiska kolet härstammar. Det är även möjligt att ur förändringar i C:N kvoten få en uppfattning om de temporära förändringarna i våtmarkens näringsstatus och produktivitet (Tyson, 2012) sen den har anlagts. Resultaten om C:N (figur 6 & 7) visar på en generell trend av lägre C:N värde ju närmare sedimentytan, det tyder på en övergång från terrestra- till akvatisk producerat OC med åldern. En aspekt som figur 6 & 7 inte visar är tidsvariationen mellan proverna eftersom förutsättning för sedimentackumuleringen varierar mellan platser. Något att tänka på är den vertikala förflyttningen av OC och kväve. Halterna av dessa ämnen i sedimenten kan ändras med fortlöpande processer som nitrifikation, denitrifikation och assimilation (växtupptag).

Genom att titta på nivån av sediment som ackumulerats sedan våtmarksanläggning och vattendjupet har det varit möjligt att uppskatta hur lång tid som våtmarken kan fungera som en kolsänka. Faktorer som variation i sedimentationshastighet och densitetrelaterande funktioner har inte tagits med i beräkningen vilket gör att uppskattningen blir grov. Under fältarbetet var våtmarkerna översvämmade vilket gör att den uppmätta vattendjupet är djupare än vad det annars skulle varit, våtmarkernas kvarstående åldern bör därför vara lägre än det som presenteras i tabell 2. Trots det uppskattas dessa våtmarker att fungera långt över 20 år från och med då dessa blivit anlagd, vilket har använts för att beräkna kostnader och effektiviteten i början då våtmarker skulle anläggas (Holmström, 2014b).

Anläggning av multifunktionella våtmarker?

Att eutrofa och antropogena våtmarker visat sig fungera bra som kolsänkor (Downing et al., 2006; Mendonca et al., 2017) utnyttjas redan sedan H/K-projekten, då våtmarker har som huvudsyftet rena vattnet i Höje- och Kävlinge ån från näringsämnena. För rening av oönskade ämnen som näring och andra föroreningar är det mest kostnadseffektiva alternativet att anlägga våtmarken vid punktutsläpp, alternativ är platser med stort tillrinningsområde (Lönngren, 1995). En fördel som visats sig är att det fungerar utmärkt att anlägga en våtmark med kombinerat ändamål av både näringsretention och kolsänka. Däremot kan det vara en dålig idé att lägga till ett ytterligare ändamål som biodiversitet. Under eutrofa förhållanden är det sannolikt att ett fåtal växter som är bättre anpassad tar över habitatet, det leder till ett monotont habitat som växer igen fortare (Lönngren, 1995). Eutrof våtmark kan även leda till algbloomningar som skadar vattenkvaliteten och höjer pH genom att förbruka löst oorganisk kol, till följd av syrebrist och förhöjd pH skadas vattenlevande organismer (Turner & Chislock 2010). Kolinlagring främjas av syrefria bottenmiljöer där den mikrobiella aktiviteten är låg och nedbrytning är långsamt (Janssens et

al. 2005), men syrefri miljö är dödligt för många bottenlevande organismer. Det kan vara möjligt att balansera och inkorporera alla tre ändamål av kolinlagring, näringsretention och biodiversitet, men det skulle vara osannolikt att få optimerad resultat för alla tre ändamål.

Att utöka ändamålen av befintliga och framtida våtmarker men kolinlagring kan ge incitament från staten för mer bidrag till markägare, vilket gör markägarna mer benägna att ansöka om anläggning och restaurering av våtmarker.

Intressant fynd

Både sedimentprovet K340x och K340o gav väldigt höga värden av kolhalt som sedan resulterade i hög kolinlagring. Det är osannolikt att resultatet är en outlier eftersom alla 8 analyser som kördes på EA gav ett högt kolinnehåll. Sedimentprovet bör vara opåverkad av sediment från innan restaureringen eftersom kolhalten ligger relativt konstant runt höga värden. För att säkerställa att resultatet kommer från sedimentationen och inte härstammar från tidigare sedimentbotten har markanvändningshistoriken för området av K340 (60 ha) tagits fram via Lantmäteriets karttjänst för historiska kartor. Där karta för området vid år 1970, 1910 och 1865 granskats. År 1970 har platsen brukats som jordbruksmark, år 1910 har platsen använts som ängsmark och vid år 1865 har det funnits en mindre damm inom området som idag täcks av K340. Dock bedöms dammet inte vara belägen på samma plats som har undersökts här. En möjlig förklaring till den höga är kolhalten är den geologiska placeringen av våtmarken vid sidan om Kävlinge ån och den närmsta vattenansamling intill Vombsjöns utlopp. Kolföreningar flyter passivt med strömmen nedströms (Tranvik, et al., 2009) vilket gör K340 till den första filtreringssteget för en del av vattnet som lämnar Vombsjön. K340 visade C:N kvot på mellan 15 och 20 (figur 6) vilket betyder att större delen av det organiska materialet har terrestra ursprung. Under sedimentprovtagningen har vegetation på K340 bedömts som fattigt då inga vattenlevande växter som vass syntes till, det kan vara så att rester vassen är undanröjt vid underhållning av våtmarken sen tidigare säsong. En annan möjlighet till varför vegetationen inte syns till är att K340 är under en pågående transition ifrån OC som tidigare har dominerats från terrestra källor till akvatiska källor.

Om en uppföljning av studien utförs är det av högt intresse att mer grundligt inventera bottensedimenten för K340 om varför den har så hög andel OC. Därför som komplement är det lämpligt att ta reda på den tidigare skötseln av K340. K340 är en större våtmark som visade på hög kolinlagring vilket är ett unikt fall då tidigare litteratur små sjöar tenderar att ha högre produktion och lagra mer kol per arealenhet (Tranvik et al., 2009; Downing et al., 2006).

Korrelation och osäkerhet

Studien har jämfört restaurerade våtmarkers kolinlagring med dess tillrinningsområde, ålder, våtmarksstorlek och vattendjup. Andra faktorer som kan vara av intresse i framtida är att titta på korrelationen mellan kolinlagring och vattnets uppehållstid i våtmarken, vattentemperaturen samt syreförhållanden. Multipel regression skulle vara ett alternativ då variabler blir fler.

Pearsons korrelationstest som utförts i denna studie är ett test på styrkan av den linjära korrelationen mellan två variabler. Resultatet visade på en positiv korrelation för våtmarkernas årliga kolinlagring/ha och dess tillrinning arean, denna samband visas signifikant med ett p-värde $\leq 0,05$. Resultatet är rimligt eftersom mer tillrinningsarea innebär större flöde av kolföreningar till våtmarken. Liknande positiv korrelation visar sig för den årliga kolinlagring/ha och storleken för våtmarken. Detta resultat är i kontrast mot tidigare studier som har dragit slutsatsen av att små våtmarker har en högre kolinlagringshastighet per arealenhet (Tranvik et al., 2009; Downing et al., 2006).

Observationsantalet är 6 våtmarker, vilket är lågt. Låg antal observationer gör att enstaka resultat kan ha stor påverkan på testet. K340 har visat sig vara mätpunkten som sticker ut. För att kunna dra säkra slutsatser är det nödvändigt att utöka antalet observationer. Med utökade observationer blir det även möjligt att eliminera effekten av enstaka utstickande prover. Det är därför för tidigt att dra några slutsatser angående korrelations resultaten som visas i tabell 5 och determinationskoefficienten som visas i graferna figur 7.

Faktorer och fallgorpar som påverka slut resultaten av denna studie är många, därför behöver det förtydligas att beräkningar och värden som studien kommit fram till inte är exakta utan väldigt grova uppskattningar av vad det ser ut i verkligheten. Antaganden och schablon-värden har behövts användas då studien är begränsad i tid och resurser, vilket skulle vara bra att kompletteras med framtida studier.

En osäkerhet som studien inte har behandlat är utsläpp av växthusgaser som N_2O och CH_4 i dessa våtmarker. Utsläpp av dessa gaser ses som negativa ur miljösynpunkt eftersom det bidrar till den globala uppvärmningen (Gui et al., 2007; Johansson, 2009). I våtmarker som både innehåller aeroba och anaeroba miljöer är det uppskattad att två tredjedelar av metan kommer oxideras innan den hamnar i atmosfären (Stadmark, 2008). Under fullföljd denitrifikationsprocess är N_2O ett mellansteg vid bildandet av N_2 (Maltais-Landry et al. 2009). Om restaurerade våtmarker anläggs i framtiden som kolsänka bör det därför kompletteras med uppgifter och lösningar som motverkar att N_2O och CH_4 hamnar i atmosfären.

Slutsats

Provtagning och analys av bottensediment hos 6 restaurerade våtmarker med olika storlekar och ålder har get uppskattat årlig inlagringen på mellan 0,48 och 3,76 ton OC/ha. Totala mängden OC som årligen ackumuleras i restaurerade våtmarker inom Lunds kommun uppskattas vara mellan 260 och 1995 ton CO₂eq. Variationer i kolinlagring och kolbestånd uppstår då olika plats specifika förutsättningar påverkar kolinlagringens processer.

Restaurerade våtmarker kan fungera som effektiva och betydande kolsänkor ur miljöperspektiv. I jämförelse är restaurerade våtmarker mer effektiv än kolsänkor som stadsträ och gräsytor. Våtmarker är dessutom multifunktionella vilket ytterligare ökar dess värde.

Kommunen kan satsa på att kombinera funktionerna av näringsretention och kolinlagring i framtiden, då dessa passar bra ihop och ger starkare incitament för att anlägga fler och bevarar de befintliga våtmarker.

Positiv signifikant korrelation har hittats mellan OC inlagring och tillrinningsarea samt våtmarksstorlek.

Studien har fungerat bra som en pilotstudie och som den första utvärdering av potentialen hos restaurerade våtmarker. Studien kan i framtiden kompletteras med fler mätningar och fler faktorer som rör kolinlagringen, för att få bättre säkerställda korrelationer om de faktorer som påverkar kolinlagringen.

Tack

Jag vill ge ett stort tack till mina handledare Karl Ljung, Kristina Fontell och Linda Birkedal för konstruktion, informationsutbyte och feedback under arbets gång. Särskilt stort tack till Karl Ljung som jag spenderade många dagar med både ute på fält och på labbet. Karl har varit en bra och tålmodig mentor. Jag vill även tacka Ekologgruppen, särskilt Johan Krook som varit med och bidragit till uppgifter från Höje- och Kävlinge ån-projekten. Tack till Flyinge kungsgård att vi fick hämta sedimentprov från deras våtmark K30A1. Slutligen ett stort tack till Lars Gottfrid Christensen för att vi fick provta på K86, Lars hade även hjälp oss då vi körde fast på den leriga vägen strax intill våtmarken.

Referenser

Litteratur:

- Brodie, C.R., Leng, M.J., Casford, J.S.L., Kendrick, C.P., Lloyd, J.M., Zong, Y.Q., Bird, M. 2011. Evidence for bias in C and N concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ composition of terrestrial and aquatic organic materials due to pre-analysis acid preparation methods. *Chemical Geology*. Vol. 282, p.67-83
- Chivers, M. R., Turetsky, M.R., Waddington, J.M., Harden J.V. & McGuire, A.D. 2009. Effects of experimental water table and temperature manipulations on ecosystem CO₂ fluxes in an Alaskan rich fen. *Ecosystems* Vol. 12(8), p. 1329–1342
- Downing, J.A., Cole, J.J., Middelburg, J.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Prairie, Y.T., and Laube, K.A. 2008. Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 22, GB1018, doi:10.1029/2006GB002854
- Emery, K.O., Dietz, R.S. 1941. Gravity coring instrument and mechanics of sediment coring. *Geological Society of America Bulletin*. Vol. 52, p. 1685-1714
- Glew, J.R., Smol, J.P., Last, W.M. 2001. Sediment core collection and extrusion. Tracking environmental change using lake sediments volume 1: basin analysis, coring, and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 73–10
- Gui P., Matsumura M., och Inamori Y. 2007. Evaluation of constructed wetlands by wastewater purification ability and greenhouse gas emissions. *Water science and technology*. Vol. 56, p. 49–55
- Hayes, M.A., Jesse, A., Hawke, B., Baldock, J., Tabet, B., Lockington, D., Lovelock, C.E. 2017. Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia. *Global change biology*. Vol. 23 Issue 10, p. 4222-4234
- Holeman, J.N. 1975. Procedures used in the Soil conservation Service to estimate sediment yield, paper presented at Sediment Yield Workshop, United States Dept. of Agriculture, Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., 28-30 November 1972
- Huo, L., Ly, X., Zou, Y., & Chen, Z. 2011. The influence of reclamation on the vertical distribution of soil organic carbon content in *Calamagrostis angustifolia* wetland. *International Conference on Multimedia Technology, Multimedia Technology (ICMT), 2011 International Conference on*. July 2011:4198-4201

- Hyne, N.J. 1978. The distribution and source of organic matter in reservoir sediments. *Environ Geol.* Vol. 2, p. 279–287
- Janssens, I.A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.J., Smith, P., Valentini, R. & Schulze E-D. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale– a European case study. *Biogeoscience.* Vol. 2, p. 15-26
- Ju, W., Chen, J.M., Black, T.A., Barr, A.G. & McCaughey H. 2010. Spatially simulating changes of soil water content and their effects on carbon sequestration in Canada’s forests and wetlands. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology.* Vol. 62(3): 140-159
- Juracek, K.E., 1998, Analysis of lake-bottom sediment to estimate historical nonpoint-source phosphorus loads. *Journal of the American Water Resources Association.* Vol. 23, no. 6, p. 1449–1463
- Kennedy, G., Mayer, T. 2002. Natural and constructed wetlands in Canada: an overview. *Water Quality Research Journal of Canada.* Vol. 37(2), p. 295-325
- Lund, M., Roulet N.T., Lindroth A., Lafleur, P.M., Christensen T.R., Aurela, M., Chojnicki, B.H., Flanagan, L.B., Humphreys, E.R., Laurila, T., Oechel, W.C., Olejnik, J., Rinne, J., Schubert, P. & Nilsson, M.B. 2009. Exchange of carbon dioxide across twelve northern peatland and tundra sites. *Global Change Biology.* Volume 16, Issue 9 September 2010, p. 2436-2448
- Lönngren, G., 1995. Våtmark renare vatten och rikare livsmiljö.
- Maltais-Landry G., Maranger R. och Brisson J. 2009. Effect of artificial and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. *Ecological engineering.* Vol. 39, 221–229
- Meyers, P. A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* Vol. 114, p. 289–302
- Meyers, PA, Teranes JL. 2001. Sediment Organic Matter. Tracking environmental change using lake sediments. Volume 2, Physical and geochemical methods. 2 (Last WM, Smol JP, Eds.). p. 239-270
- Morris, G. L., and Fan, J. 1998. Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs and Watersheds for Sustainable Use. McGraw-Hill, New York. p.848
- Moss B. 2010. Climate change, nutrient pollution and the bargain of Dr Faustus. *Freshwater Biology* Vol. 55 (SUPPL. 1), p. 175-187
- Pennigton, W., Tutin, T., Cambray, R., Fisher, E. 1973. Observations on lake sediments using fallout ¹³⁷Cs as a tracer. *Nature.* Vol. 242 (1973), p. 324-326

- Pittman, B., Jones, J.R., Millspaugh, J.J., Kremer, R.J. & Downing, J.A. (2013) Sediment organic carbon distribution in 4 small northern Missouri impoundments: implications for sampling and carbon sequestration, *Inland Waters* Vol. 3:1, p. 39-46
- Renberg, I., & Hansson, H. 2008. The HTH sediment corer. *Journal of Paleolimnology*, Col. 40(2), p. 655–659
- Rousseau, R., Egghe, L. & Guns, R. 2018. *Becoming Metric-Wise*. Chandos Publishing. In *Chandos Information Professional Series*. p. 67-97
- Shotbolt, L.A., Thomas, A.D., Hutchinson, S.M. 2005. The use of reservoir sediments as environmental archives of catchment inputs and atmospheric pollution. *Prog Physical Geog.* Vol. 29, p. 337–361
- Stadmark J. 2008. Greenhouse gas production in nitrogen removal wetlands. *Akademisk avhandling för doktorsexamen*, 1–110
- Tranvik, L. J. et al., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology & Oceanography*, (s. 1), Vol. 54, p. 3
- Turner, A. M. & Chislock, M. F. 2010. Blinded by the stink: nutrient enrichment impairs the perception of predation risk by freshwater snails. *Ecological Applications* Vol. 20, p. 2089-2095
- Tyson, R. 2012. *Sediment Organic Matter: Organic facies and palynofacies*. Springer Science & Business Media, 2012. s. 386
- Ursic, S. J., and F. E. Dendy, Sediment yields of small watersheds under various land uses and forest covers, in *Proceedings, Federal Interagency Sedimentation Conference*, U.S. Dep. Agric., Misc. Publ., 970 pp. 47-52
- Van Metre, P.C., Wilson, J.T., Fuller, C.C., Callender, Edward, and Mahler, B.J., 2004, *Collection, analysis, and agedating of sediment cores from 56 U.S. lakes and reservoirs sampled by the U.S. Geological Survey, 1992–2001: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004- 5184*, p. 180
- Vanni, M.J., Renwick, W.H., Bowling, A.M., Horgan, M.J., Christian, A.D. 2011. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshwater Biol.* Vol. 56, p. 791–811

Rapport:

- Davidsson, T. och Holmström, K. 2007. *Segeå-projektet Etapp 2 – slutrapport*. Ekolog gruppen, uppdragsgivare: Segeåns Vattendragsförbund.
- Davidsson, T. 2010. *Segeå-projektet Etapp 3 – slutrapport*. Ekolog gruppen, uppdragsgivare: Segeåns Vattendragsförbund.

Holmström, C. 2014. Höjeåprojektet Biologisk uppföljning av 15 anlagda våtmarker Bottenfauna. Ekologgruppen i uppdrag av Höje å vattenråd.

Holmström, K., 2014. Kävlingeåprojektet Slutrapport etapp I-IV. Ekolog gruppen, Uppdragsgivare: Kävlingeåns vattenråd.

Johansson A. 2009. Olika våtmarkstypers påverkan på CH₄, N₂O och CO₂ utsläpp, och upptag av N₂. Kandidatarbete, Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemanalys, Lunds universitet

Lund, 2019. Rapport 2019. Lunds kommuns klimatpolitiska råd.

Neij, L., Olsson, J.A., Hiselius, L., Rummukainen, M., Hildingsson, R., Andersson, F.N.G., Peterson, A. och Sternudd, C. 2020. Rapport 2020. Lunds kommuns klimatpolitiska råd

Reuterskiöld, D., Ekström, A. och Krook, J. 2005. Höje Å Landskapsvårdsplan 2005 uppdatering och utveckling från 1990 års plan. Ekologgruppen, Uppdragsgivare: Lomma-, Lund- och Staffanstorps kommun.

Reuterskiöld, D., Ekström, A. och Krook, J. 2007. Höje Å Landskapsvårdsplan 2007 uppdatering och utveckling från 1990 års plan. Ekologgruppen, Uppdragsgivare: Lomma-, Lund- och Staffanstorps kommun.

Torle, C. 2002. Biologisk mångfald i dammar, Bottenfauna. Ekologgruppen i uppdrag av Höje å projektet & Kävlingeå-projektet.

Wedding, B. 2004. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar. Ekologgruppen i uppdrag av Höje å projektet & Kävlingeå-projektet. Aktuella resultat. Nr 3 – 2004

Wedding, B. 2003. Dammar som reningsverk – Den spännande fortsättningen. Ekologgruppen i uppdrag av Höje å projektet & Kävlingeå-projektet. Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993–2002.

Länkar:

Ekologgruppen. (u.å.). Bakgrund. Hämtad 2020-06-08 från <http://www.kavlingeaprojektet.se/Bakgrund1111.htm>

Höje å vattenråd. (u.å.). Höjeåprojektet. Hämtad 2020-06-08 från <http://hojea.se/Hojeaaprojektet.htm>

Lund, 2019. Miljöprogram – LundaEko II. Hämtad 2020-01-21 från https://www.lund.se/bygga-bo--miljo/hallbara_lund/klimat-miljo-och-hallbarhet/miljoprogram---lundaeko-ii/

Naturvårdsverket, 2019. Handlingsplan för att nå Sveriges miljömål. Hämtad 2020-01-21 från <http://www.naturvardsverket.se/klimatmal>

Sege å ledningsgrupp. (u.å.). Anlagda dammar och våtmarker. Hämtad 2020-06-08 från <http://www.segea.se/dammar.html>