

Produktionsvåtmarker och deras förutsättningar för näringsretention och biologisk mångfald

Effekter av vegetationssammansättning och svämplanskonstruktion

VILLE LJUNGSTRÖM RAUTIAINEN 2015
MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Produktionsvåtmarker och deras förutsättningar för näringsretention och biologisk mångfald

Effekter av vegetationssammansättning och
svämplanskonstruktion

Ville Ljungström Rautiainen

2015



LUNDS
UNIVERSITET

Ville Ljungström Rautiainen

MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Marika Stenberg, Akvatisk ekologi, Lunds universitet

Extern handledare: Marika Stenberg, Ekoll AB

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2015

Abstract

Modern agricultural practices give rise to environmental issues such as the eutrophication of waters (e.g. rivers and oceans). Increased knowledge and understanding of the negative consequences of nutritional leakage have led to comprehensive mitigation measures, one of which is the construction of wetlands. In order to achieve successful, cost-effective and sustainable measures it is essential to facilitate the creation of wetlands but also to optimize the functions and services they provide. This study analyses the effects of specific wetland design with respect to nitrogen (Tot-N), ammonium (NH₄-N), nitrate-nitrite (NO_{3,2}-N), phosphorus (Tot-P) and phosphate (PO₄-P) retention and biodiversity of benthic invertebrates. Wetland design (with and without temporarily flooded shallow plateaus) and different macrophyte assemblages (exclusively *Phragmites australis* and together with *Characeae sp.*) were conducted on twelve, small constructed wetlands in southern Sweden. This study shows that there were no significant differences between the different wetland designs during the 10 month study period. The results show that nutrient loading varies significantly over time (Tot-N; 6,9-15,0 mg·L⁻¹, Tot-P; 16,0-186,7 µg·L⁻¹,) and that benthic invertebrate communities relatively quickly (4 months) may colonize small constructed wetlands provided connectivity to source habitats. Nitrogen retention was to a greater extent positive than negative relative to phosphorus retention, suggesting differences in wetland retention capacity between the two fractions. The results of this study show that wetlands represent dynamic ecosystems in which functions are highly affected by various aspects not completely covered in this experimental design. Further and more long-term studies with adequate wetland water residence times are most likely a requirement in order to answer the hypotheses of this study. The study highlights the need to take a multidisciplinary approach in order to achieve optimization of wetland functions and services.

Innehållsförteckning

Inledning	8
<i>Syfte</i>	9
Berörda våtmarksaspekter	10
<i>Näringsretention</i>	10
Kväve (N)	10
Fosfor (P)	12
Hydrologisk regim	13
<i>Biologisk mångfald</i>	14
Metod	18
<i>Näringsretention</i>	20
Näringsfraktioner	20
Hydrologisk regim	21
<i>Biologisk mångfald</i>	21
<i>Dataanalys</i>	21
Resultat	24
<i>Näringsretention</i>	24
Kväve (N)	24
Fosfor (P)	27
Hydrologisk regim	30
<i>Biologisk mångfald</i>	31
Diskussion	34
<i>Näringsretention & hydrologi</i>	34
<i>Biologisk mångfald</i>	37
Slutsats	40

Tack.....	42
Referenser	44
<i>Bilaga A.....</i>	<i>48</i>
<i>Bilaga B.....</i>	<i>50</i>

Inledning

Det moderniserade jordbruket har sedan lång tid tillbaka givit upphov till flera miljöproblem. En omfattande och snabbt växande övergödningsproblematik har de senaste decennierna blivit en realitet för många länders sjöar och kustområden, inte minst i länder runt Östersjön där stora förändringar dokumenterats (Boesch & Brinsfield, 2000). Resultatet har blivit en ökad produktion av växtplankton, minskat siktdjup, syrefria bottenar, förlust av sjögräs och i bland förluster eller kvalitetsförändringar inom fiskeindustrin.

Den största orsaken till övergödningsproblematiken i Östersjön är näringsläckage från jordbruket och deposition från atmosfären (Claussen et al., 2010). Av dessa två anses jordbrukets bidrag av fosfor och kväve vara den största (Boesch & Brinsfield, 2000). Det omfattande näringsläckaget från jordbruket beror främst på gödningsmedlet, bevattningen, dräneringen samt de våtmarksförändringar man utfört i landskapet i syfte att skapa större jordbruksarealer. Detta har satt sin prägel på landskapet, framför allt i de områden där jordbruk är den huvudsakliga markanvändningen som i det skånska slättlandskapet.

Redan i slutet av 1800-talet utfördes omfattande utdikningar som medförde att vattennivån i många sjöar sänktes och våtmarker torrlades (Emanuelsson et al., 2002). Detta i kombination med andra påfrestningar som dränering i andra syften (bland annat infrastruktur och skogsbruk), överexploatering av grundvattenmagasin och dammbyggnation har medfört att våtmarker som ekosystem är en av de mest hotade globalt sett (Silva et al., 2007). Idag anser man att ungefär 50 procent av världens våtmarker har försvunnit det senaste seklet. Utöver näringsläckage utgör detta även ett stort hot mot den biologiska mångfalden i landskapet (Hendrickx et al., 2007).

Övergödningsproblematiken har initierat omfattande åtgärdsarbeten, både nationellt i Sverige och internationellt, där anläggning av nya samt återskapandet av förlorade våtmarker har en central roll för att bland annat minska näringsbelastningen från jordbruket. Utöver Sveriges nationella miljömålsarbete, kräver även EUs ramdirektiv för vatten förbättrad ytvattenkvalitet med avseende på kväve (N) och fosfor (P) (Naturvårdsverket, 2014; Europeiska kommissionen, 2015).

Våtmarker bidrar med många viktiga funktioner och värden för miljön som i stor utsträckning förlorats på grund av mänskliga aktiviteter. Att på det mest fördelaktiga sättet bevara, restaurera och anlägga våtmarker bidrar till bevarandet

av värdefulla ekosystemtjänster som till exempel upprätthållandet av växt- och djurliv, produktion av biomassa, översvänningskontroll, grundvattenpåfyllning, kollagring och minskat läckage av näringsämnen och gifter (Fisher & Acreman, 1999; Silva et al., 2007).

För att uppnå ett kostnadseffektivt och långsiktigt hållbart åtgärdsarbete är det grundläggande att främja-, så väl attraktionen för anläggandet och återskapandet av dessa miljöer, men även att optimera alla de funktioner och tjänster som våtmarker bidrar med. Dessa funktioner går inte alltid hand i hand och studier har till och med visat på målkonflikter mellan funktioner och tjänster (Hansson et al., 2005).

För att uppnå ett effektivt åtgärdsarbete med våtmarker är det nödvändigt med ett tvärvetenskapligt angreppssätt. Kunskap inom biologi, ekologi, vattenkemi, landskapsarkitektur, hydrologi och ekosystemtjänster är essentiellt för att uppnå optimering av våtmarker och deras multifunktionella egenskaper.

Syfte

Studien är en delstudie i ett större projekt (Bucefalos) som ingår i EU-kommissionens satsning på miljöprojekt som finansieras av LIFE+ (Trelleborgs kommun, 2013). Bucefalos syftar till att utreda huruvida specifik våtmarksutformning kan optimera produktionsvåtmarker med avseende på näringsretention, biologisk mångfald och produktion av biomassa. Föreliggande studie kommer att testa hur olika planteringsstrategier (mono- och blandkulturer) med enbart bladvass (*Phragmites australis*) eller tillsammans med kransalger (*Characeae sp.*) påverkar näringsretention och biologisk mångfald. Produktionsaspekten har avgränsats på grund av säsongsskäl. Vidare undersöks hur ett befintligt svämplan i våtmarkerna som periodvis översvämmas kan komma att påverka dessa våtmarksfunktioner. Studien syftar till att belysa vikten av våtmarksfunktioner samt hur biologiska, kemiska och hydrologiska faktorer påverkar dessa. Hur och till vilken grad näringskoncentrationer varierar med tid/säsong utreds och diskuteras.

I Bucefalos projektet medverkar Malmö stad, Region Skåne och Trelleborgs kommun som tillsammans skall demonstrera olika möjligheter att reducera övergödningen i Östersjön samt samhällets klimatpåverkan. Bucefalos (LIFE11 ENV/SE/839), som påbörjades 2012 och skall avslutas under 2015, är en akronym för ”Blue concept for a low nutrient/carbon system – regional aqua resource management”.

Berörda våtmarksaspekter

Näringsretention

Att konstruera nya eller återskapa förlorade våtmarker bidrar till välbehövliga näringsfällor i landskapet eftersom de bistår med näringsretention. En våtmarks näringsretention definieras som dess kapacitet att tillvarata näringsämnen från vattenmassan och bibehålla det i former som inte läcker under normalförhållanden (Reddy et al., 1999). När näringsrikt vatten från en å eller ett dräneringsrör passerar igenom en våtmark sänks flödes hastigheten och därmed tillåts näringsrika partiklar att sedimentera till botten (Brönmark & Hansson, 2005). Tillväxten av makrofyter, som gynnas av de grunda och näringsrika förhållandena som råder i en våtmark, bidrar också till näringsretentionen. Makrofyternas tillväxt innebär att stora mängder näringsämnen binds till deras vävnader samtidigt som de bidrar till en större kolonisationsarea för denitrifierande bakterier som ytterligare minskar näringshalten i vattnet genom denitrifikation. Näringsämnen kan även via sorption bindas till sedimentet (Fisher & Acreman, 1999).

Flertalet faktorer påverkar våtmarkers förmåga och förutsättningar att ta vara på de näringsämnen som transporteras med vattnet. Fysiska, kemiska samt biologiska processer har alla stor påverkan på våtmarkers näringsretention. Det är generellt vedertaget att våtmarker reducerar mängden kväve (N) och fosfor (P) från vattnet men till vilken grad beror till stor del på de förhållanden som råder och som avgör effektiviteten av de relaterade processerna (Fisher & Acreman, 1999). Dessa processer är såväl abiotiska som biotiska och beskrivs vidare nedan.

Kväve (N)

Kväve (N) har en komplex biokemisk cykel med flera biotiska och abiotiska transformationer som är viktiga att ta hänsyn till i åtgärdsarbetet med våtmarker (Hunt et al., 2005). Kvävet är komplext då det kan förekomma i flera olika oxidativa och fysiska stadier samt vara aktivt i både anaeroba och aeroba miljöer.

Några av de främsta kvävetransformationerna som förekommer i en våtmark är ammonifikation, nitrifikation, denitrifikation, adsorption, assimilation genom växtupptag och mikroorganismer och sedimentation (organiskt kväve i torvbildning) (Vymazal, 2007). Alla dessa transformationer är inte processer där kväve försvinner från vattnet, tvärtom medför till exempel ammonifikationen en ökad mängd ammonium i systemet. Av dessa medför denitrifikation, assimilation (vid skörd av biomassa), adsorption samt sedimentation en förlust av kväve från systemet. Assimilation av växter, sedimentation och denitrifikation anses vara de allra viktigaste (Leonardson, 2002; Songliu et al., 2009). Faktorer som påverkar dessa kan således få stora konsekvenser på kväveretentionen.

Flertalet av dessa processer kräver specifika förhållanden och fördelningen av de olika processerna varierar därför i stor utsträckning mellan olika typer av våtmarker (Vymazal, 2007). De våtmarker som till exempel inte kan bista med både anaeroba samt aeroba förhållanden samtidigt lyckas inte föra bort stora mängder kväve. Detta beror på det faktum att nitrifikationsprocessen ($\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$) och denitrifikationsprocessen ($5\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24\text{NO}_3^- \rightarrow 12\text{N}_2 + 18\text{CO}_2 + 12\text{CO}_3^{2-} + 30\text{H}_2\text{O}$) utförs av olika bakterier med skilda kataboliska krav (Brönmark & Hansson 2005). Nitrifierande bakterier kräver syre och behöver därmed en aerob miljö medan denitrifierande bakterier kräver anaeroba (syrefria) förhållanden. Samtidigt är denitrifikationen således beroende av nitrifikationen och de nitratjoner (NO_3^-) processen resulterar i. Vidare har studier visat i kontrollerade laborationsförsök att denitrifikationspotentialen är positivt korrelerad med högre temperatur, högre nitrat koncentration och högre kvantitet och kvalitet på organiskt kol (Sirivedhin & Gray, 2006). Samma studie framhäver att flera olika faktorer påverkar denitrifikationsprocessen och att alla är nära sammankopplade och således även beror på varandra. Faktorer som lyfts fram är, förutom de ovan nämnda, det hydrauliska förhållandet (djup och omrörning) och det mikrobiella samhället.

Våtmarksväxter kan förbättra näringsretentionen genom ackummulation av biomassa, fixering av oorganiska och organiska partiklar samt bidra med en oxiderad och anaerobisk rotzon (Songliu et al., 2009). En oxiderad och anaerobisk rhizosfär utgör själva grunden för nitri- och denitrifikationsprocesserna.

Vidare kan våtmarksväxternas bidrag till näringsretention variera med olika växtarters specifika egenskaper och karaktären på det inkommande vattnet (Songliu et al., 2009). Till exempel bidrar undervattensvegetation generellt med mer epifyter och större kolonisationsarea i vattenmassan som främjar denitrifierande bakterier i jämförelse med övervattensvegetation (Weisner et al., 1994). Övervattensvegetation anses däremot producera mer biomassa. En mer heterogen växtsammansättning med både under- och övervattensvegetation förväntas därför öka kväveretentionen (se vidare **Figur 2**).

Fosfor (P)

Konstruerade samt naturliga våtmarker har kapacitet att ta vara på fosfor (P). Fosfor interagerar med våtmarkers bottensediment samt biota som kan bidra med både lång- och kortsiktig lagring av näringsämnet (Kadlec, 2005).

I våtmarker förekommer fosfor som fosfater i organiska och oorganiska föreningar (Vymazal, 2007). I vilka proportioner dessa föreningar förekommer kan variera stort och beror på jordart, vegetation samt markanvändningen vid det aktuella avrinnings området (Reddy et al., 1999). Studier har exempelvis visat att fosforläckaget från jordbruksmarker med höga ler- och silthalter främst transporteras i form av partikulärt fosfor (Koskiaho et al., 2003). De fosfortransformationer som förekommer i våtmarker är sedimentation (torv- och jordansamling), adsorption och desorption, utfällning och upplösning, upptag av växter och mikroorganismer, fragmentering och urlakning, samt mineralisering (Reddy et al., 1999). Av dessa är det sorption, utfällning, växtupptag (vid skörd av biomassa) samt sedimentation som är de stora borttagningsprocesserna av fosfor från systemet (Vymazal, 2007). Sorption är däremot en inledande retentionsprocess som i början av en våtmarks succession bidrar med retention men som delvis är reversibel och slutligen blir mättad (Kadlec, 2005). Som för kvävet, är fördelningen mellan dessa fosfortransformationer kopplade till de förhållanden som råder för varje specifik våtmark.

För att utreda en våtmarks kapacitet för retention av fosfor är det därför viktigt att ta hänsyn till både abiotiska och biotiska processer (Reddy et al., 1999). De biotiska processerna omfattar assimilation av vegetation, plankton, perifyton och mikroorganismer medan de abiotiska processerna omfattar sedimentation, adsorption av sediment, utfällning samt utbytesprocesser mellan sediment/jordar och ovanliggande vattenmassa.

Våtmarkers förmåga att ta vara på fosfor varierar betydligt med utformning, lokalisering, hydraulisk belastning samt vattenflödets och fosforbelastningens årliga variation (Braskerud et al., 2005; Koskiaho, 2006).

Reducering av fosforbelastning beror på våtmarkers assimileringkapacitet som omfattar fysiska, biologiska och kemiska processer som slutligen behåller fosfor biologiskt otillgängligt (Reddy et al., 1999). Perifyton och mikroorganismer påverkar våtmarkers förmåga att assimilera fosfor på flera olika sätt. De har förmågan att transformera fosfor mellan biologiskt tillgängliga och otillgängliga former. Vidare influerar dessa det kemiska tillståndet i vattnet och därmed även fosfors tillstånd. Exempelvis kan pH-förändringar, orsakad av perifyton, leda till utfällningar av P-CaCO₃ komplex. Mikroorganismer i sedimentet kan också påverka redoxpotentialen i vattnet och därmed

möjligheterna för att fosfor tillsammans med Al och Fe ska bilda komplexföreningar. Vegetationens upptag av fosfor utjämnas generellt av utsöndringen vid nedbrytningen av detritus (Reddy et al., 1999; Kadlec, 2005). Det är känt att mer än 80 procent av fosfor i växter kan frigöras vid nedbrytning av detritus (Koskiaho et al., 2003). Däremot utgör denna process ett viktigt bidrag till den långsiktiga ackretionen i nybildade sediment och jordar (Kadlec, 2005).

Själva vattenföringen (till exempel sedimentation och omrörning av vattnet) påverkar fosfors tillgänglighet och reaktivitet, medan fysiokemiska egenskaper (pH, lösligt O₂, lerhalt, reaktivt Fe, Al, Ca samt Mg) bidrar till våtmarkers kapacitet att assimilera fosfor (Reddy et al., 1999). Det biologiska upptaget samt utsläppet sägs ha störst påverkan på fosforkoncentrationen i vattenmassan. Dessa är dock starkt sammankopplade med de kemiska faktorerna (Reddy et al., 1999) samt vattenmättnadsgrad och näringstillskottets frekvens och varaktighet (Fisher & Acreman, 1999).

Till exempel observerade Johannesson, Andersson och Tonderski (2011) att trots våtmarkers goda förmåga att ta vara på partikulärt fosfor förekom det tillfällen med nettoutsläpp av fosfor från våtmarken. Detta förekom under kalla perioder med höga flöden vilket belyser vikten av dessa faktorer. Huruvida detta beror på fosfor som frigörs från komplex med Fe(III)oxider eller andra processer som erosion av sediment eller nedbrytning av detritus är okänt.

När mer detritus bildas och organiskt sediment ackumuleras ökar risken att anaeroba förhållanden uppstår, vilket kan leda till att fosfor som är bundet till Fe(III) oxider i större utsträckning frigörs (Johannesson et al., 2011).

Vidare är det känt att växtsamhällen med undervattensvegetation bidrar med mekanismer för fosforretention (direkt växtupptag av löst fosfor i vattenmassan) som saknas i våtmarker där övervattensvegetation dominerar (Dierberg et al., 2002). Således förväntas fosforretentionen vara högre i våtmarker med blandkulturer (se vidare **Figur 2**).

Hydrologisk regim

En våtmarks hydrologi och flödesmönster har betydande påverkan på dess funktionella kapacitet, inte minst vad gäller näringsretentionen (Persson & Wittgren, 2003). Bristande utformning av våtmarker med avseende på dessa aspekter leder ofta till ett mindre effektivt åtgärdsarbete.

Den mängd vatten eller hydrauliska belastning som våtmarker tar emot påverkar dess kapacitet att rena vattnet. Detta har förklarats med att andelen grövre/aggregerat partikulärt fosfor förväntas öka i avrinningsvattnet och således ökar också sedimentationen av fosfor (Braskerud et al., 2005).

Generellt sett ökar våtmarkers näringsretention ju längre uppehållstid vattnet har och detta beror främst på näringsämnenas samt övriga partiklars

sedimentationsprocess (Braskerud et al., 2000). Våtmarkens funktioner ska helt enkelt hinna behandla det inkommande vattnet. Vidare är det också viktigt att vattnet fördelas över hela våtmarksytan (stor hydrologiskt effektiv yta) för att vattenreningsfunktionen skall kunna utnyttjas till full potential (Naturvårdsverket, 2009). Detta kallas även en våtmarks hydrauliska effekt som anses vara god när den hydrologiskt effektiva ytan är stor.

Eftersom fosfor ofta är bundet till partiklar är sedimentationsprocessen en av de viktigaste processerna för retentionen. Faktorer som gynnar denna process är till stor del hydrologiskt knutna. Grunda förhållanden (0-0,5 m) i en våtmark främjar sedimentation samtidigt som det även gynnar tillväxten av makrofyter (Braskerud, 2002). Makrofyter ökar våtmarkers hydrauliska effektivitet och motverkar resuspension av sediment, som vid höga flödessituationer kan bli betydlig. Braskerud (2002) fann att fosforretentionen i grunda anlagda våtmarker var dubbelt så hög jämfört med djupare dammar.

Flödesmönstret inom en våtmark påverkar och lägger delvis grunden för vattnets uppehållstid samt fördelning över ytan och är således av yttersta vikt för våtmarkens funktionalitet. Flödesmönstret påverkas av våtmarkens form, batymetri, sluttning, befintliga hydrauliska strukturer samt vegetation som bestämmer näringsämnenas tillgänglighet för assimilation av biota och sorption av sediment (Min & Wise, 2009).

Termen ”kortslutning” används i sammanhanget och kan ske när ett utlopp är placerat alldeles för nära in till ett inlopp och leder till att vattnets uppehållstid och därmed rening reduceras drastiskt. Studier har visat att även batymetrin och vegetationen (densitet samt rumslig spridning) i en våtmark kan ha en signifikant påverkan på vattnets uppehållstid då specifika flödesmönster kan orsaka kortslutning i systemet (Min & Wise, 2009; Hart et al., 2014). Min & Wise (2009) visade att effekterna av batymetrin är den största faktorn av de två.

På grund av ovan nämnda orsaker förväntas näringsretentionen för både kväve och fosfor vara högre i våtmarker med periodvis översvämmat svämplan (se vidare **Figur 2**). Detta, framförallt för att omsättningstiden ökar och sedimentationsprocessen främjas.

Biologisk mångfald

En annan viktig faktor som påverkats kraftigt i takt med minskningen av våtmarker är den biologiska mångfalden (Silva et al., 2007). Runt om i landskapet men kanske framförallt i jordbrukslandskapet har den biologiska mångfalden minskat drastiskt de senaste decennierna på grund av en intensifierad markanvändning med allt färre heterogena landskap och diversa habitat (Hendrickx et al., 2007). Heterogena landskap, som karaktäriseras av de semi-

naturliga habitatfragment inom landskapet (som till exempel våtmarker, häckar och kantzoner), är grundläggande för upprätthållandet av en hög biologisk mångfald. Dessa habitatfragment har till stor utsträckning blivit ersatta av homogena landskap och högproduktiva jordbruksmarker som dessutom behandlas med diverse jordbrukskemikalier. Åtgärdsarbetet med och anläggandet av våtmarker i dessa ofta annars biologiskt fattiga landskap kommer i samtliga fall medföra nya habitatfragment samt öka vattenarean i landskapet (Hefting et al., 2013) vilket främjar heterogeniteten i landskapet och därmed även den biologiska mångfalden. Våtmarker kan anses vara särskilt viktiga i denna bemärkelse eftersom de dels upprätthåller många specialiserade arter som amfibier men som utöver detta även bidrar med skydd och resurser för mer terrestra arter eller arter som uteslutande lever akvatiskt (Keddy, 2010).

Likt näringsretentionen finns det olika faktorer som på olika sätt kan påverka den biologiska mångfalden i våtmarker och som bör beaktas. Till exempel har tidigare studier påvisat ett positivt samband mellan våtmarksarea och artrikedom hos flertalet organismgrupper, däribland fåglar och bottenlevande evertrebrater (Hansson et al., 2005). En annan studie visar att storleken på våtmarker inte påverkar den biologiska mångfalden (Hertonsson, Stenberg & Nyström 2011) och att anläggandet av mindre våtmarker således också främjar biologisk mångfald.

Vidare påverkar strandlinjens komplexitet samt en anlagd våtmarks ålder den biologiska mångfalden (Hansson et al., 2005). Ju mer komplex strandlinje desto högre biologisk mångfald bland makrofyter. Antalet arter av bentiska evertrebrater ökar med tiden och makrofyter visar samma tendens. För de bentiska evertrebraterna ökade antalet arter de första fyra åren. Studien visar också att mångfalden bland fiskar var låg i unga våtmarker (<8 år) som tyder på en långsammare etableringstid i förhållande till de andra organismgrupperna.

Variationen mellan våtmarker med avseende på artsammansättning och mångfald bland makroevertrebrater samt makrofyter förklaras inte primärt av miljöparametrar som till exempel näringskoncentration och hydraulisk belastning (Thiere, 2009). Den förklarande och avgörande faktorn verkar i stället vara våtmarkers potential att koloniserar av olika organismgrupper. Detta omfattar parametrar som våtmarkens ålder och avstånd samt konnektivitet till habitat som potentiellt kan vara källa för spridningen av arter. Däremot kan till exempel växtsammansättningen påverkas av förhållandet mellan kväve och fosfor där artrikedomen bland undervattensväxter minskar med ökad fosforhalt samt suspenderat material (Thiere, 2009). Detta kan i sin tur få konsekvenser på mångfalden bland makroevertrebrater eftersom väldigt höga fosforvärden associerats med låg artrikedom hos makroevertrebrater (Hansson et al., 2005). En mer heterogen växtsammansättning bidrar även till fler mikrohabitat, vilket kan ge upphov till en högre biologisk mångfald av till exempel evertrebrater.

Förekomst av fisk är viktigt att ha i åtanke eftersom de kan påverka den biologiska mångfalden (individantal samt artsammansättningen) bland amfibier

och evertebrater negativt (Hertonsso et al., 2011). Få amfibier, bortsett från vanlig padda, reproducerar sig i vatten med förekomst av fisk. En annan viktig sak att beakta när det gäller amfibier är närheten till andra amfibievatten (för att utvärdera spridningsmöjligheter) samt skog eftersom många amfibier utnyttjar dessa som övervintringshabitat.

Biologisk mångfald främjas både på lokal- och regionalnivå av anlagda våtmarker och de positiva effekterna har visats vara speciellt betydande om densiteten av akvatiska habitat i landskapet ökas med 30 procent eller mer (Thiere et al., 2009) vilket framhäver vikten av att tänka i ett landskapsperspektiv när det gäller våtmarker och deras biologiska mångfald.

På grund av att en heterogen växtsammansättning bidrar med fler mikrohabitat förväntas den biologiska mångfalden med avseende på evertebratfauna vara högre i en blandkultur i jämförelse med en monokultur med enbart bladvass (se vidare **Figur 2**).

Metod

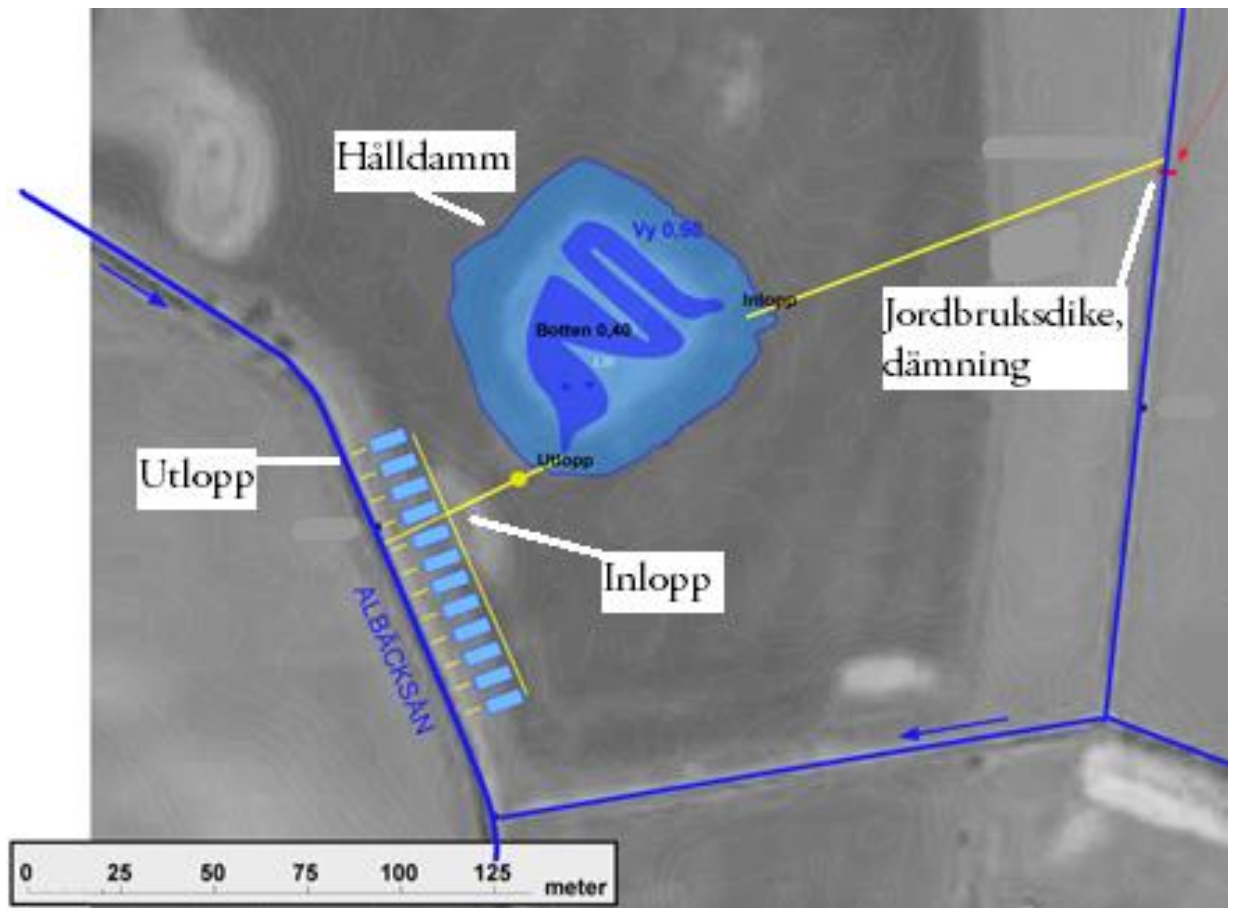
Föreliggande studie baseras på provtagningar från en uppsättning av tolv experimentvåtmarker som anlagts i anslutning till Albäcksån i Maglarp, Skåne, utanför Trelleborg (Figur 1). Våtmarkerna är cirka 4 meter breda och 10 meter långa. I området finns diken som rinner genom jordbrukslandskapet och ut i Albäcksån. Med hjälp av en tillfällig dämmningsbyggnation flödar vatten från ett befintligt jordbruksdike, vilket avvattnar cirka 300 ha åkermark, ut i en större anlagd våtmark (hålldammen) vars utloppsflöde sedan fördelas till de tolv experimentvåtmarkerna. Således flödar vatten från en och samma källa ut i experimentvåtmarkerna som är behandlade olika. Detta möjliggör jämförelser av utvalda parametrar mellan de olika våtmarkerna och behandlingarna.

De anlagda experimentvåtmarkerna har samma utformning men är behandlade på fyra olika sätt (Figur 2) som replikeras tre gånger. Våtmarkerna är antingen planterade med enbart bladvass (monokultur) eller med både bladvass och kransalger (blandkultur). Samtliga våtmarker har ett befintligt svämplan som i hälften av våtmarkerna översvämmas temporärt för att efterlikna naturligt fluktuerande låg- och högflödestillstånd. I resterande våtmarker bibehålls ett permanent lågflödestillstånd där svämplanet ej översvämmas. På detta sätt kan hypoteserna att näringsretention samt biologisk mångfald optimeras genom blandkulturer och periodvis översvämmat svämplan testas. För att på ett bra sätt efterlikna de naturligt fluktuerande flödestillstånden har vattenföringsdata från SMHI (år 2008-2013) använts för att beräkna ett medelvärde för antal dagar per månad som flödet var över $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Därför har våtmarkerna översvämmats olika antal dagar varje månad; 13 (januari), 12 (februari), 10 (mars), 3 (april), 1 (juli), 4 (augusti), 1 (oktober), 7 (november) och 8 (december). Utöver svämplanet har våtmarkerna en djupare ränna som alltid håller vatten vilket motsvarar lågvattenflödet. För att motverka att resultaten påverkas av våtmarkernas placering (nordvästlig-/sydostligriktning) har placeringen av samtliga replikat slumpats oberoende av behandling.

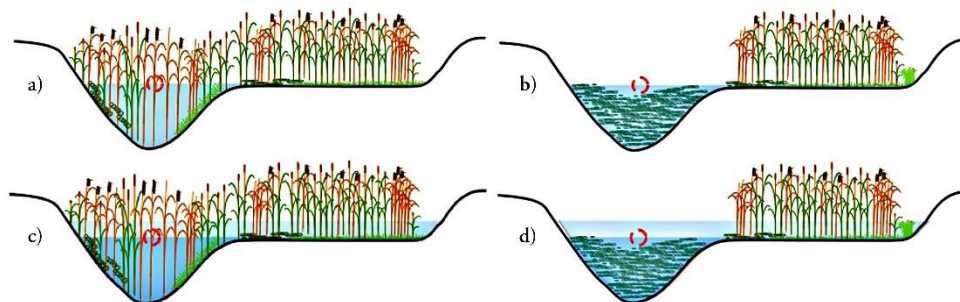
I rapporten kommer de olika våtmarkerna och deras behandling betecknas med olika benämningsskoder för att underlätta jämförelser. Benämningarna består av en bokstav eller bokstavsföljd (V, U och/eller N) som beskriver behandling med tillhörande tre replikat.

- V: Våtmark med enbart bladvass och permanent lågflödestillstånd.

- VN: Våtmark med enbart bladvass och fluktuerande flödestillstånd.
- VU: Våtmark med bladvass samt kransalger (undervattensvegetation) och permanent lågflödestillstånd.
- VUN: Våtmark med bladvass samt kransalger (undervattensvegetation) och fluktuerande flödestillstånd.



Figur 1. Experimentupställningen med de tolv anlagda produktionsvåtmarkerna och anslutna vattendrag. Bild: Naturcentrum AB.



Figur 2. De fyra olika behandlingstyperna. Behandlingstyperna består av a) enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd (V), b) bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd (VU), c) enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd (VN) och d) bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd (VUN).

Näringsretention

Näringsfraktioner

För utvärdering av näringsretention har vattenprover utförts och de relevanta näringsfraktionerna analyserats av Alcontrol Laboratories som är ett ackrediterat laboratorium. Vattenproverna är tagna vid både in- och utlopp varje månad sedan första provtagningstillfället 2014-07-02 till och med 2015-04-02. Näringsfraktionerna analyserades med standardiserade metoder (**Tabell 1**).

Tabell 1. Analyserade näringsfraktioner, kort beskrivning samt beteckning på standardiserad metod.

Näringsfraktion	Beskrivning enligt Bydén et al., 2003	Metodbeteckning
Totalfosfor (Tot-P)	Summan av löst oorganisk fosfor (ortofosfat), polyfosfat, löst organisk fosfor och partikulärt organisk och oorganisk fosfor	SS-EN ISO 15681-2:2005
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	Beteckning på löst oorganisk fosfor i form av PO ₄ ³⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻ , HPO ₄ ²⁻ och ortofosfater	SS-EN ISO 6878:2005, mod
Totalkväve (Tot-N)	Allt kväve både löst (organiskt och oorganiskt) samt partikulärt bundet	SS-EN 12260:2004

Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	Ammonium (NH ₄ ⁺) koncentration.	SS-EN ISO 11732, mod
Nitrat + nitritkväve (NO _{3,2} -N)	Nitrat (NO ₃ ⁻) och nitrit (NO ₂ ⁻) koncentration.	SS-EN ISO 13395-1, mod

Hydrologisk regim

För att ytterligare fördjupa analysen av hur näringsfraktionerna uppför sig i våtmarkerna ha våtmarkernas teoretiska omsättningstider samt nederbördsdata använts. Våtmarkernas teoretiska omsättningstid beräknades genom att dividera dess flöde med dess volym. Flödet uppmättes varje månad vid samma tillfälle som vattenprovtagningarna med start från 2014-07-02 till och med 2015-04-02. Detta utfördes genom att mäta den tid det tog för ett kärl med specifik volym att fyllas av det inflödande vattnet. Nederbördsdata hämtades från Sveriges meteorologiska och hydrologiska instituts (SMHI) öppna data (SMHI, 2015). Mätplatsen närmast våtmarkerna användes (Trelleborg, koordinater: 55,83; 13,13 enligt SMHIs koordinatsystem).

Biologisk mångfald

För utvärdering av biologiska mångfald har provtagningar på bottenfauna utförts. Provtagning för bottenfauna utfördes vid ett tillfälle oktober 2014. Samtliga våtmarker håvades i befintlig vegetation längs med rännan uppdelat på in- och utlopp under 60 sekunder. Håvningen initierades från mitten av våtmarken till inloppet respektive från utloppet till mitten av våtmarken. Håvning utfördes även i hålldammen (motsvarande våtmarkernas area och tid). Proverna analyserades med preparermikroskop där bottenfauna bestämdes till art (så långt det var möjligt). Artrikedom samt Shannons diversitetsindex (som även tar hänsyn till fördelningen av arter) beräknades för samtliga våtmarker.

Dataanalys

Insamlad data analyserades med hjälp av statistikprogrammen Microsoft Excel 2010 och IBM SPSS Statistics Version 22. Med hjälp av Levenes test undersöktes om insamlad data var normalfördelad. Den statistiska analysen som använts för att undersöka huruvida det råder skillnader mellan våtmarksbehandlingarna med avseende på de undersökta parametrarna är en variansanalys (ANOVA). Mer

specifikt har en repeated measures ANOVA använts för att svara på om de olika behandlingarna gett upphov till skillnader i de mätta näringsfraktionerna över tiden. Detta är att föredra eftersom samma mätning kontinuerligt utförts på samma testobjekt (våtmark). Således bör inte de upprepade mätvärdena inom samma våtmark behandlas som helt oberoende av varandra. På detta sätt kan först samspelet mellan tid (olika provtagningsmånader) och behandling utredas (månad*behandling). Detta test (om signifikans påvisas) indikerar att skillnader finns mellan behandlingarna en specifik månad/er som i detta fall följs upp med enskild analys för denna period. Denna ANOVA testar även separat huruvida det råder skillnader över tid (månader) samt behandling. För att utvärdera om och hur frihetsgraderna behövde korrigeras användes Mauchlys test. Om Mauchlys test var signifikant har frihetsgraderna korrigerats enligt Greenhouse-Geisser (Scheiner & Gurevitch, 2001). För att testa huruvida den biologiska mångfalden vad gäller evertetrater skiljer sig mellan våtmarksbehandling har ensidig variansanalys utförts.

Resultat

Näringsretention

Inga signifikanta skillnader mellan våtmarksbehandlingarna gick att påvisa med avseende på näringsfraktionerna ($p > 0,05$) (Tabell 2). Däremot påvisades signifikanta skillnader ($p < 0,001$) mellan månader för samtliga näringsfraktioner.

Tabell 2. Resultat från repeated measures ANOVA för samtliga näringsfraktioner. Visar tillhörande F-värden, frihetsgrader samt error (F (df; error) = X). Signifikansnivån presenteras; ns ($p > 0,05$) samt *** ($p < 0,001$). Korrigering enligt Greenhouse Geisser för samtliga test.

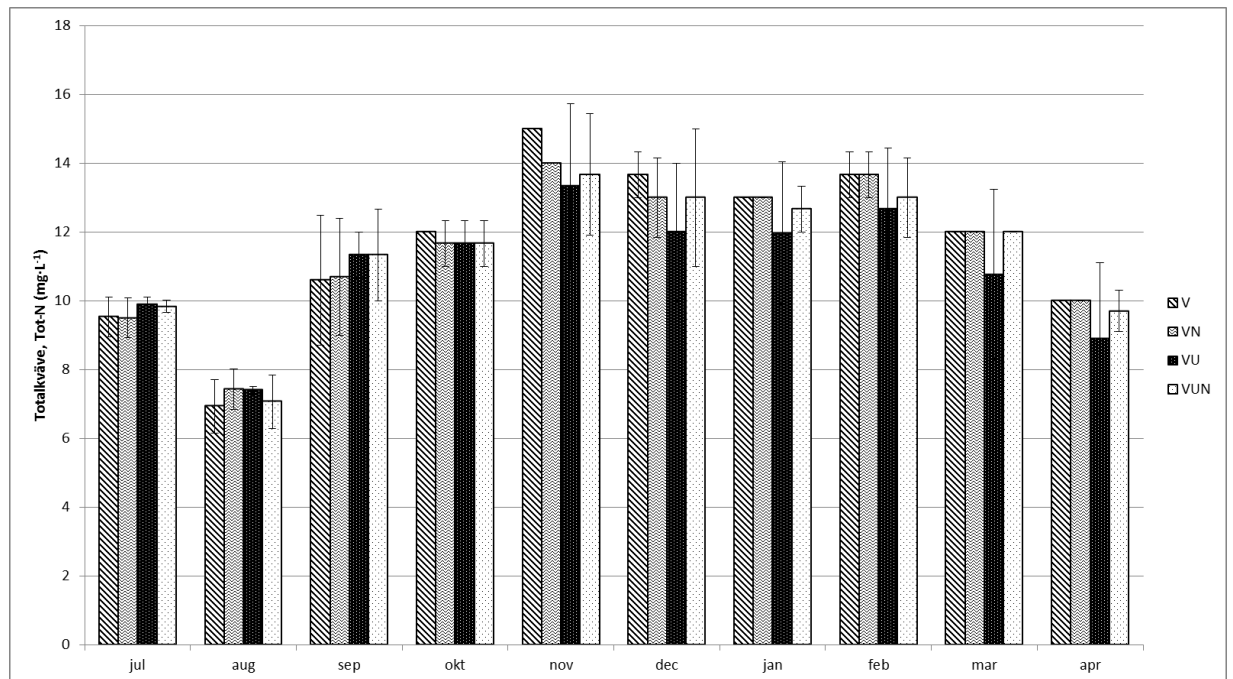
Test	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NH ₄ -N	NO _{3,2} -N
Månad	F (2,2; 17,5) = 301,2 ***	F (1,4; 10,9) = 134,6 ***	F (3,6; 28,4) = 85,5 ***	F (1,8; 14,3) = 45,1 ***	F (2,4; 19,3) = 197,8 ***
Månad*behandling	F (6,6; 17,5) = 0,1 ns	F (4,1; 10,9) = 0,2 ns	F (10,7; 28,4) = 0,9 ns	F (5,4; 14,3) = 1,7 ns	F (7,2; 19,3) = 0,7 ns
Behandling	F (3,0; 8,0) = 1,5 ns	F (3,0; 8,0) = 0,1 ns	F (3,0; 8,0) = 0,6 ns	F (3,0; 8,0) = 1,5 ns	F (3,0; 8,0) = 0,7 ns

Kväve (N)

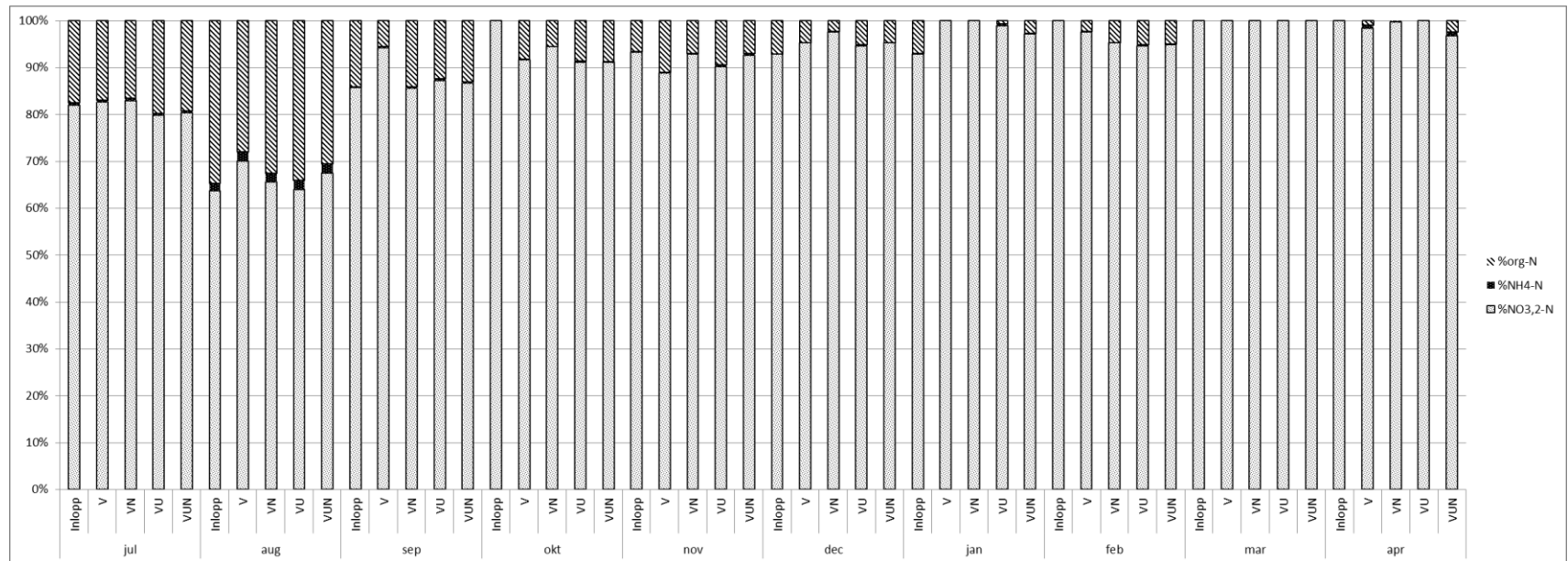
Generellt tenderade totalkvävet vid utflödet (Tot-N) öka från juli till november där det högsta medelvärdet för våtmarkerna (V; 15,0 mg·L⁻¹, SD; 0,0) observerades (Figur 3). Därefter, november till april, tenderade Tot-N minska igen. De lägsta medelvärdena uppmättes augusti (V; 6,9 mg·L⁻¹, SD; 0,67) följt av juli (VN; 9,5 mg·L⁻¹, SD; 0,5) och april (VUN; 9,7 mg·L⁻¹, SD; 0,52).

Fördelningen av de olika kvävefraktionerna varierade över tid (Figur 4). Den dominerande kvävefraktionen för samtliga månader var nitrat-nitritkväve (NO_{3,2}-N) som utgjorde 64-100% av Tot-N. Generellt var andelen NO_{3,2}-N lägre jul-nov i jämförelse med dec-apr. Andelen organiskt kväve (org-N) var som högst i

augusti (28-35 %) och var generellt högre de första månaderna (jul-sep) i jämförelse med resterande månader. Ammoniumkvävet ($\text{NH}_4\text{-N}$) var i förhållande till $\text{NO}_{3,2}\text{-N}$ nästan obefintligt, där de högsta värdena observerades i augusti (1,7–2,0 %).

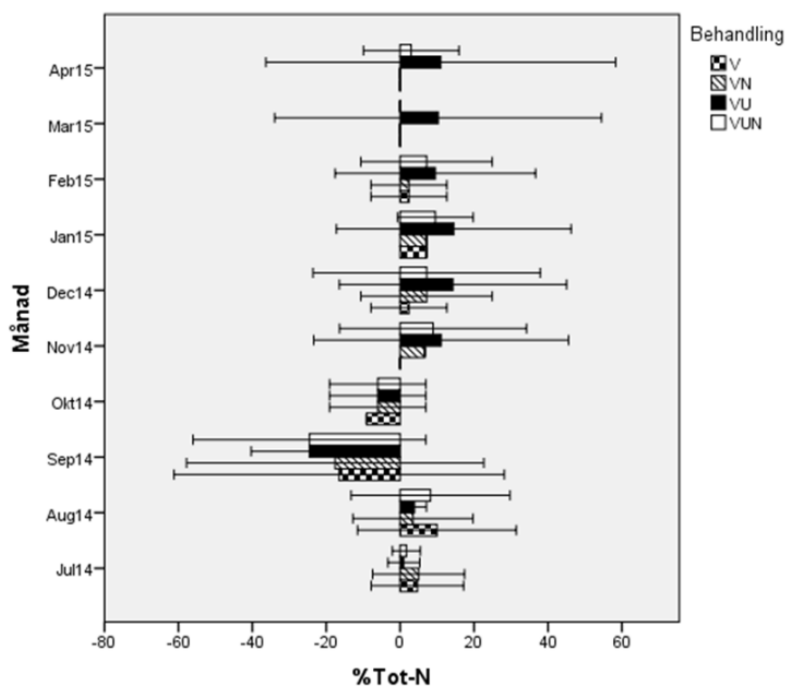


Figur 3. Medelvärde utloppskoncentrationer (Tot-N, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) för samtliga våtmarksbehandlingar över provtagningsperioden (juli 2014 - april 2015). V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kranialger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kranialger med fluktuerande vattenstånd). Felstaplar; 95% konfidensintervall.



Figur 4. Andelen organiskt kväve (%org-N), ammoniumkväve (%NH₄-N) och nitrat + nitritkväve (%NO_{3,2}-N) av totalkvävet i utloppsvattnet (Tot-N). Fördelningen av de olika kvävefraktionerna mellan provtagningspunkter (inlopp samt medelvärden för behandlingar) och provtagningsstillfällen (jul - apr). Andelen org-N är mätt som Tot-N subtraherat med %NH₄-N och %NO_{3,2}-N. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kranalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kranalger med fluktuerande vattenstånd).

Våtmarkernas relativa kväveretention varierade och visade både negativa och positiva värden över perioden (Figur 5). De högsta negativa värdena observerades i september (VU; -24,5 %, SD; 6,3) samt (VUN; -24,5 %, SD; 12,7). Den högsta positiva retentionen observerades i januari (VU; 14,5 %, SD; 12,8).



Figur 5. Medelvärde differens (%) mellan inkommande total kväve (Tot-N) och våtmarkernas utlopp. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd). Positiva (+) värden indikerar retention och negativa (-) tillförsel av kväve. Felstaplar; 95% konfidensintervall.

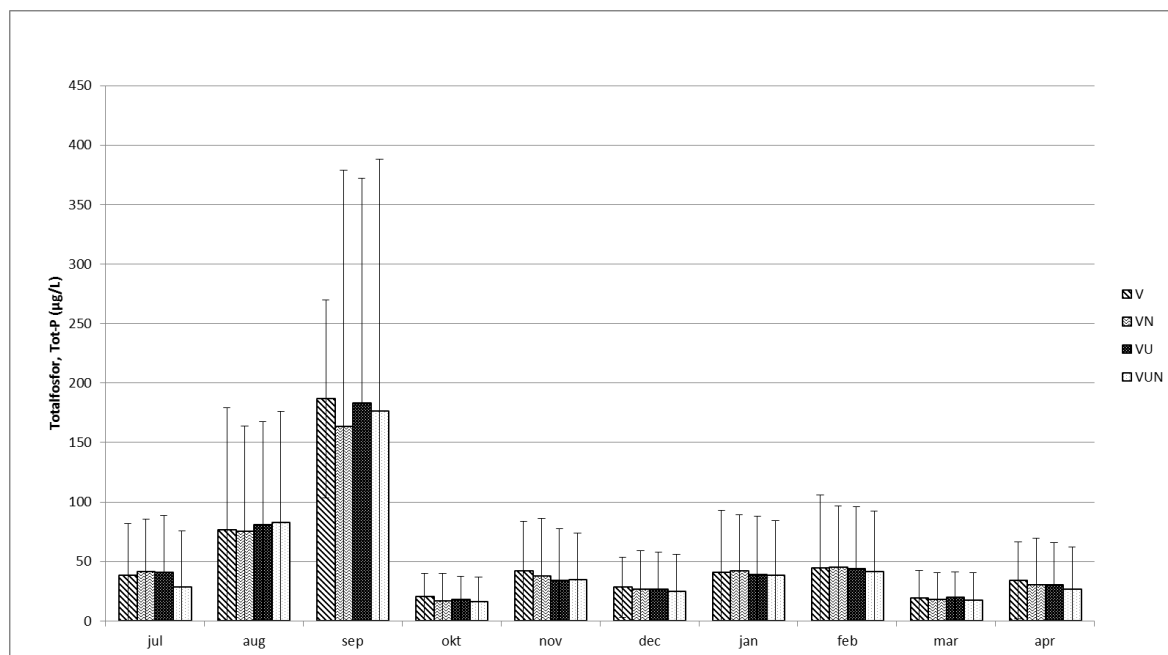
Fosfor (P)

Det högsta behandlingsgrundade medelvärdet vid utloppen för totalfosfor (Tot-P) observerades i september (V; $186,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, SD; 11,5) och det lägsta i oktober (VUN; $16,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, SD; 2)(Figur 6).

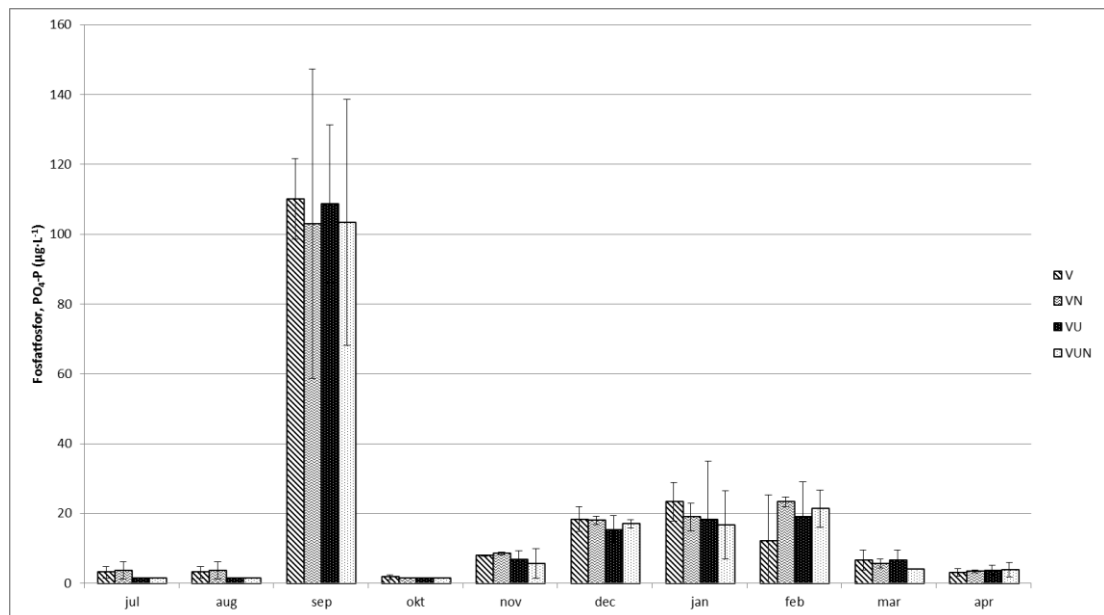
Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) medelvärdet för september ($106,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, SD; 23,2) var betydligt högre än resterande månader ($1,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1} - 19,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; SD; 1,1 -

8,0)(Figur 7). Det högsta behandlingsgrundade medelvärdet observerades i september (V; $110 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, SD; 10).

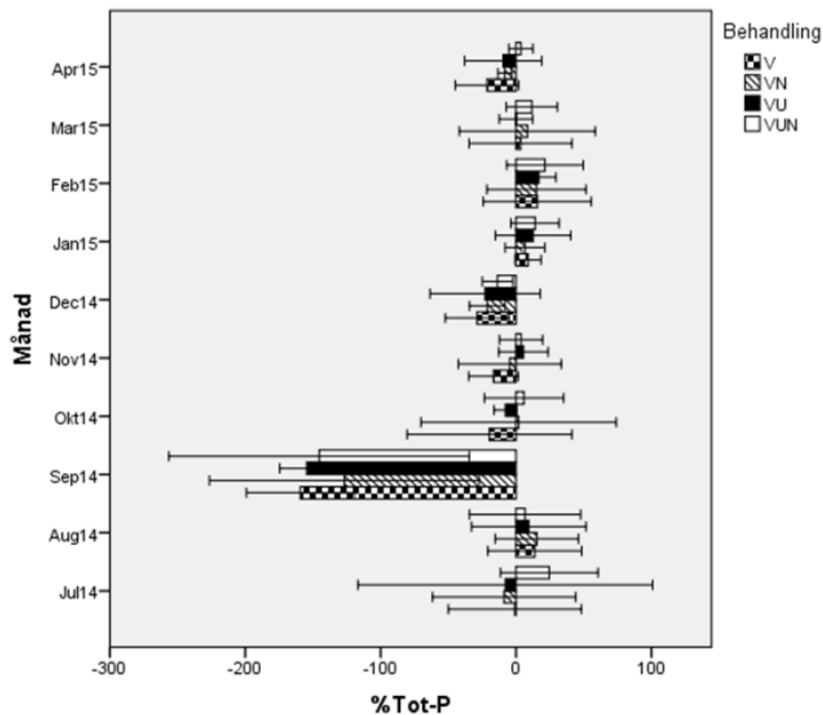
Våtmarkernas relativa fosforretention varierade, likt kväveretentionen, mellan månader och var vid tillfällena även negativ (Figur 8). Särskilt höga negativa medelvärden observerades i september för samtliga behandlingar (-126,9 % - -159,3 %, SD; 8,0 - 14,0).



Figur 6. Medelvärde utloppskoncentrationer totalfosfor (Tot-P, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) för samtliga våtmarksbehandlingar över provtagningsperioden (juli 2014 - april 2015). V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kranialger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kranialger med fluktuerande vattenstånd). Felstaplar; 95% konfidensintervall.



Figur 7. Medelvärde utloppskoncentrationer fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) för samtliga våtmarksbehandlingar över provtagningsperioden (juli 2014 - april 2015). V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd). Felstaplar; 95% konfidensintervall.

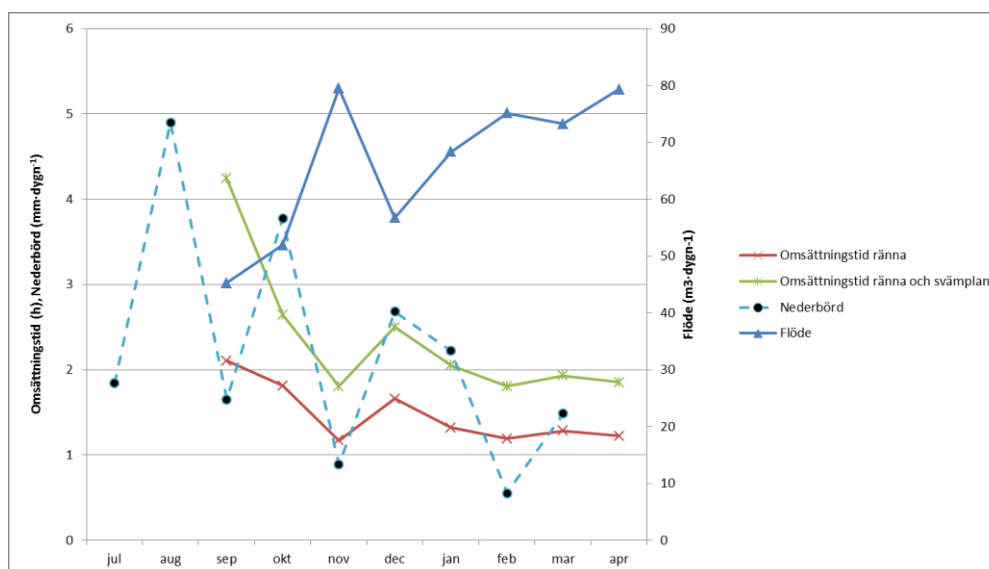


Figur 8. Medelvärde differens (%) mellan inkommande total fosfor (Tot-P) våtmarkernas utlopp. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd). Positiva (+) värden indikerar retention och negativa (-) tillförsel av fosfor. Felstaplar; 95% konfidensintervall.

Hydrologisk regim

På grund av höga flöden i juli och augusti som orsakade okontrollerade översvämningar i våtmarkerna kunde flödesmätningar enbart utföras från och med september månad. Vattenflödet till samtliga våtmarker varierade över månaderna med ett lägsta medelvärde observerat i september ($45 \text{ m}^3 \cdot \text{dygn}^{-1}$, SD; 13) och ett högsta i november ($80 \text{ m}^3 \cdot \text{dygn}^{-1}$, SD; 19)(**Figur 9**). Månadsgrundad variation observeras även för den teoretiska omsättningstiden eftersom detta är en funktion av flödet (se metoddelen) och att våtmarkerna är volymmässigt lika. Därmed är det också samma månader som de högsta och lägsta omsättningstiderna observerats (sep; 2,10 h, SD; 0,63, nov; 1,17 h, SD; 0,27)(**Figur 9**). De dagar svämplanet manuellt översvämmats har totalvolymen i våtmarkerna ökat. Detta ger ett utslag på den teoretiska omsättningstiden som för de olika månaderna ökar

med 1,22–2,14 h. Nederbörden var som kraftigast i augusti där kraftiga skyfall gav upphov till en medelnederbörd på 4,9 mm-dygn⁻¹, SD; 7,1. I övrigt fluktuerade nederbörden kraftigt hela provtagningsperioden med ett lägsta månadsmedelvärde (0,6 mm-dygn⁻¹, SD; 1,8) i februari (Figur 9).



Figur 9. Månadsmedelvärden för omsättningstid ränna, omsättningstid ränna och svämplan, hydraulisk belastning, nederbörd (primär y-axel) samt flöde (sekundär y-axel) för samtliga våtmarker.

Biologisk mångfald

Inga signifikanta skillnader mellan behandlingar gick att påvisa med avseende på artantal (ensidig ANOVA; $F(3,0;8,0) = 1,3$, $p > 0,05$) och Shannons diversitetsindex (ensidig ANOVA; $F(3,0;8,0) = 1,3$, $p > 0,05$) för bottenfauna. Totalt observerades 22 arter av evertebrater. Flest antal arter (18) observerades i VUN-behandlingen men här observerades även lägst antal arter (5) (Tabell 3). Högsta medelvärdet (10, SD; 2,6) observerades för VU-behandlingen. Shannons diversitetsindex varierade mellan 0,76–1,16 och var som högst i VN-behandlingen (1,16, SD; 0,26) och som lägst i VUN-behandlingen (0,76, SD; 0,23). Resultaten visade på påtagliga skillnader i individantal mellan mono- respektive blandkulturer för vissa arter. Dagslända (*Cloeon dipterum*); 1-4 individer för monokultur, respektive 42-43 för blandkultur, buksimmare (*Sigara latralis*); 65-57 respektive 108-136 och oval dammsnäcka (*Radix balthica*); 248-

302 respektive 495-662. I hålldammen observerades 6 arter. För fullständig artlista samt individantal per behandling och hålldamm se Bilaga A och B.

Tabell 3. Visar spridningen av antalet bentiska arter, medelvärde för antalet arter och Shannons diversitetsindex och dess medelvärde. SD = standardavvikelsen. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd).

Våtmark	Spridning #arter	Medelvärde	SD	Shannons diversitets index medelvärde	SD
V	7-11	9,7	2,3	0,99	0,16
VN	7-12	9,0	2,7	1,16	0,26
VU	7-12	10,0	2,6	0,95	0,32
VUN	5-18	6,7	1,5	0,76	0,23

Diskussion

Näringsretention & hydrologi

De erhållna totalkväve koncentrationerna (Tot-N) i utloppen är väldigt höga (6,2 – 15,0 mg·L⁻¹), vilket kan anses vara väntat eftersom vattendragen omges av jordbruksmarker och är därmed recipienter och belastade med näringsläckage från avrinningsområdet. Däremot kan det vara värt att nämna att sötvatten (sjöar och vattendrag) med Tot-N koncentrationer över 5,0 mg·L⁻¹ anses som extremt höga värden (Bydén et al., 2003). Säsongsvariationen för Tot-N i denna studie visar generellt lägre koncentrationer under sommarmånaderna jämfört med höst- och vintermånaderna (**Figur 3**). Denna variation kan förklaras med att tillförseln från omgivande marker är generellt lägre under sommarmånaderna samtidigt som den biologiska produktionen vilken binder in kväve är högre. Med tanke på experimentvåtmarkernas ålder (<1 år) kan dock betydelsen av den biologiska produktionen inom våtmarkerna diskuteras eftersom produktionen troligtvis inte nått sin fulla effekt. Att det inkommande vattnet är belastat med näringsämnen från omgivningen stöds även av de observerade fördelningarna mellan de olika kvävefraktionerna där NO_{3,2}-N dominerar (**Figur 4**). I södra Sverige dominerar NO_{3,2}-N fraktionen beroende på omgivande jordbruksmarker till skillnad från norra Sverige där löst organiskt kväve dominerar (Leonardson, 2002).

Att NO_{3,2}-N fraktionen dominerar, ibland helt uteslutande, indikerar också att denna kvävefraktion och dess retentionsprocesser (denitrifikation) är de som främst behöver tas hänsyn till om man vill optimera kväveretentionen för dessa våtmarker. Däremot är det svårt att urskilja några tydliga kvävefraktionsskillnader mellan inlopp och utlopp samt mellan behandlingar som hade kunnat förklara vilken eller vilka kvävetransformationer som är de huvudsakliga inom de olika våtmarkerna.

Trots den stora spridningen inom de olika våtmarksbehandlingarna med avseende på kväveretentionen, med undantag från september och oktober, tenderar retentionen vara positiv (**Figur 5**). Den procentandel som reducerats respektive tillförts (-24,5-14,3 %) är däremot låg i förhållande till vad andra studier har funnit i anlagda våtmarker i Sverige (juli; -37-80% och november; -57-48%)(Hansson et al., 2005).

De erhållna totalfosfor (Tot-P) koncentrationerna varierar stort från måttligt höga (oktober) - extremt höga värden (september) (Bydén et al., 2003). Till skillnad från kvävet råder det ingen allmängiltig bild om vilken fosforfraktion som dominerar eftersom det varierar stort mellan miljöer (Leonardson, 2002). Det är däremot vanligt att vatten som avrinner från jordbruksmarker innehåller en större andel partikulärt fosfor i jämförelse med vatten från skogsmarker. Detta kan anses vara i enlighet med de observerade resultaten eftersom andelen fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) var generellt liten med undantag från september då Tot-P ökade kraftigt, huvudsakligen i form av $\text{PO}_4\text{-P}$ (Figur 6 & Figur 7). Denna plötsliga ökning av $\text{PO}_4\text{-P}$ beror troligtvis på den stora mängd nederbörd som föll i augusti (Figur 9) och som orsakade översvämningar i avrinningsområdet samt i våtmarkerna. Detta ledde till ökat läckage från avrinningsområdet samt ökad erosion och resuspension av våtmarkernas sidovallar och sediment. Detta kan ha gett upphov till en ökad mängd partikulärt- och komplexbundet fosfat i vattenmassan vilket sedan lett till en ökad $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrationen genom att dessa bindningar upplöstes. Detta resonemang grundas i att det tidigare sedimenterade och bundna fosfatet frisläppts till vattenmassa vilket kan ha skett, 1) antingen på grund av att översvämningarna har gett upphov till syrefria förhållanden (på grund av stillastående vatten) som orsakar att Fe (III) bildar komplex med sulfatjoner istället för fosfatjoner som därmed frisläpps eller 2) att OH-joner bytt plats med fosfatet på grund av våtmarkernas höga pH-halter ($\text{pH} > 8$). Vid $\text{pH} > 8$ är fosfatbindningen till metaller (Fe, Al, Ca, Mg) nämligen försvagade (Brönmark & Hansson, 2005).

Om okontrollerade översvämningar, skapade av extrema vattenflöden, kan orsaka denna typ av sedimentläckage bör man fundera på möjligheten att transportera bort sediment för att motverka vidare transport i vattendragen. Detta föreslås även av andra studier som visat på liknande händelser (Johannesson et al., 2011; Kynkäänniemi et al., 2013). Detta kan också ge upphov till en förbättrad fosforretention då sediment och jordpartiklar ofta blir mättade av fosfor på längre sikt (Koskiaho et al., 2003). För produktionsvåtmarker med monokulturer av bladvass, där syftet är ett uttag av biomassa och lämna rotsystemen intakta, kan detta vara svårare att genomföra. Däremot kan det fungera potentiellt i de fall man har blandkulturer, vilket ger denna typ av växtsammansättning en fördel. I rännan kan sediment tas bort efter behov då kransalger rimligtvis bättre återhämtar sig samt kan återintroduceras.

Vidare kan skörd av biomassa i produktionsvåtmarker även motverka att syrefria förhållanden uppstår eftersom mängden nedbrytningsbart material minskar och därmed även mikroorganismernas syreförbrukning. Detta ökar sannolikheten att fosfor förblir bundet till Fe-komplexen.

När det gäller fosforretentionen (Figur 8) tenderar denna vara i högre grad negativ (högre fosforhalter i utlopp än i inlopp) än positiv till skillnad från kväveretentionen. Detta indikerar på skillnader mellan våtmarkernas förmåga för

fosfor- respektive kväveretention. I september observerades en ökning av Tot-P (>100%) i våtmarkernas utloppsvatten, ett värde som sticker ut i förhållande till resterande månader. Detta tydliggör det faktum att något oönskat har skett i experimentförsöket just denna månad, som till exempel kan förklaras med de okontrollerade översvämningarna. I övrigt är retentionsandelen oavsett om den är positiv eller negativ relativt liten i förhållande till andra studier. Hansson et. al. (2005) noterade fosforretention mellan -136 och 97 % i juli samt mellan -27 och 67 % i november i förhållande till samtliga månader (september exkluderat) i föreliggande studie där värden mellan -29 och 25 % noterades.

Det var svårt att urskilja skillnader mellan de olika behandlingarna med avseende på både kvävefraktioner och fosforfraktioner. De största orsakerna till detta kan troligtvis vara att växtsamhället i våtmarkerna inte fullt utvecklats ännu (våtmarkernas ålder <1år) samt deras korta omsättningstider (**Figur 9**). Växtsäsongen är trots allt mest påtaglig under våren fram till sensommaren och det är möjligt att våtmarksväxterna (bladvass samt kransalger) behöver en längre tid (>1år) för att anpassa sig till de nya förhållandena och etablera sig. Studier har påvisat att bladvass utvecklar biomassa mest effektivt fram till september varefter utvecklingen minskar (Granéli, 1984). Under de första provtagningsmånaderna (jul, aug och sep), som annars kan anses som de mest effektiva växtlighetsmånaderna, är det således högst troligt att de nyplanterade våtmarksväxterna inte haft full tillväxtpotential.

Vidare påpekar Koskiaho (2003) att en lång omsättningstid, som främjar samtliga retentionsprocesser, är en ytterst viktig faktor för våtmarkernas funktionalitet. I deras studie observerades skillnader i näringsretention mellan tre våtmarker som delvis förklarades med olika omsättningstider (6, >24 och 39 h) som kan sättas i relation till föreliggande studie där omsättningstiderna varierade mellan 1-4 h för samtliga våtmarker över provtagningsperioden (**Figur 9**). De korta omsättningstiderna kan således ha bidragit till att våtmarksbehandlingarna inte hunnit ha någon betydande verkan på vattenmassan som i sin tur gett upphov till de bristande behandlingsskillnaderna.

Utöver detta har säkerligen svårigheter med att vara helt konsekvent med de kontrollerade översvämningarna bidragit till mer diffusa resultat mellan behandlingarna. Under intensiva regnperioder har stundvis samtliga våtmarker och deras svämplan oönskat varit belägna under ytan.

Eftersom resultaten indikerar att en stor andel av Tot-P är partikulärt belyser detta vikten av att dessa partiklar tillåts sedimentera för att uppnå en effektiv retention. Detta kan till stor del ha motverkats av de korta omsättningstiderna (Braskerud et al., 2000). Samma sak gäller givetvis för det organiskt bundna kvävet samt för biologiska processer i övrigt (till exempel denitrifikation)(Koskiaho, 2006). Detta understryker vikten av att våtmarkerna med stor sannolikhet bör ha längre omsättningstider för att våtmarkernas funktioner helt enkelt skall ha tid att behandla och vårda det inkommande vattnet.

Biologisk mångfald

Det fanns inga signifikanta skillnader mellan behandlingarna med avseende på antalet arter per våtmark (**Tabell 3**). Samma sak gällde när hänsyn, med hjälp av Shannons diversitetsindex, togs till fördelningen av arter. Förmodligen påvisades inga skillnader eftersom experimentuppställningen enbart funnits i 4 månader när provtagningen utfördes samt att endast ett prov utförts. Däremot är det intressant att diskutera denna del av studien ur ett koloniserings- och successionsperspektiv. Studier har visat och påpekat att biologisk mångfald för bentiska evertebrater snarare är kopplat till kolonisationspotentialen (våtmarkens ålder, avstånd och konnektivitet till potentiella källhabitat) än till indikatorer för god retentionspotential (näringskoncentrationer samt hydraulisk belastning)(Thiere, 2009). Detta är i enlighet med de erhållna resultaten eftersom samtliga våtmarker har samma kolonisationspotential. Alla arter som observerades i hålldammen förutom en observerades även i våtmarkerna vilket indikerar att kolonisation från hålldammen sker. Att antal observerade arter i hålldammen är låg beror med stor sannolikhet på dammens storlek och att hävningen, som motsvarade våtmarkernas storlek, således inte är representativt för hålldammens bottenfauna. Däremot är det intressant med de erhållna resultaten beträffande individantal (**Bilaga B**). Att betydligt fler individer av tre arter (dagslända, buksimmare och oval dammsnäcka) observerades i våtmarker med undervattensvegetation trots att samtliga våtmarker har samma kolonisationspotential. Detta tyder troligtvis på att undervattensvegetationen, redan i detta tidiga skede, haft en påverkan på bottenfauna. Troligt är att fler individer valt att stanna bland undervattensvegetationen, i förhållande till våtmarkerna med enbart bladvass där individer förmodligen förflyttar sig vidare för lämpligare habitat. Undervattensvegetation utgör fler mikrohabitat som, om inte annat, kan bidra med såväl skydd som föda. Detta kan i sin tur indikera att dessa våtmarker på längre sikt kommer hysa en högre biologisk mångfald. Det är däremot svårt att veta exakt på vilket sätt dessa tre arter kan komma att påverka den biologiska mångfalden i våtmarkerna på längre sikt.

När det gäller dammsnäckor är resultaten väntade eftersom de betar alger som i stor utsträckning växer på undervattensvegetation. Intressant att påpeka är dock individantalet vad gäller fjädermygga. Denna visade på motsatt trend med betydligt fler individer i de behandlingarna utan undervattensvegetation. En trolig förklaring till detta kan vara att fjädermygga inte till lika stor utsträckning som de andra tre arterna är beroende av predationsskydd. Detta beror på att de gräver ner sig i sedimentet. Varför antalet individer däremot är betydligt mindre i våtmarkerna med undervattensvegetation är svårt att säga, men det kan bero på att konkurrensen är högre i dessa våtmarker.

Troligtvis kommer skillnader mellan behandlingar uppkomma om experimentet tillåts fortsätta en längre period. Detta i och med de ovan nämnda anledningarna men även för att våtmarker i andra studier, på längre sikt (>3 år), där undervattensvegetation planterats visat sig hysa en högre biologisk mångfald jämfört med våtmarker utan undervattensvegetation (Thiere, 2009).

För att bibehålla koloniserade evertebratsamhällen är det nödvändigt med denna typ av våtmarksutformning eftersom många arters överlevnad beror på permanenta vatten, som rännan i dessa våtmarker utgör. Traditionellt sett torrläggs produktionsvåtmarker helt vid skördetillfällen som således får negativa konsekvenser på evertebrater.

Att upp till 18 arter av bentiska evertebrater har observerats i en av våtmarkerna indikerar att etablering skett relativt fort. Att koloniseringen av ett evertebratsamhälle sker effektivt tyder på den potential våtmarkerna har att vidare utvecklas med avseende på biologisk mångfald. Hansson et al., (2005) och Thiere (2009) observerade en ständig ökning av antalet arter bentiska evertebrater upp till fyra år. Det är därför troligt att kolonisering fortfarande pågår i experimentvåtmarkerna. Eftersom många av våtmarkernas näringsrelaterade funktioner består av biologiska processer är det viktigt att ekosystemet är hälsosamt, vilket en hög biologisk mångfald indikerar.

Slutsats

Det råder inget tvivel om att experimentvåtmarkerna är belastade med näringsberikat vatten från omgivande jordbruksmarker som potentiellt kan reduceras genom våtmarkernas retentionsförmåga. De höga näringsvärdena som erhöles för framförallt kväve, men även fosfor är ett tydligt tecken på att åtgärder, som att till exempel anlägga våtmarker, behöver vidtas om målet att motverka vidare övergödningseffekter i nedströms vattendrag och hav skall uppnås.

Föreliggande studie påvisade inga signifikanta skillnader mellan våtmarksbehandlinger med avseende på näringsretention och biologisk mångfald. Detta beror troligtvis på att våtmarkerna utgör dynamiska system vars funktioner påverkas av ytterligare faktorer som ej kontrollerats i denna studie. Däremot påvisades att näringsbelastning varierar signifikant med tid och att våtmarker relativt fort kan koloniserats av bentiska artsamhällen. Närheten till andra vatten har troligtvis gynnat koloniseringen. Våtmarker med undervattensvegetation hyste betydligt fler individer av dagslända (*Cloeon dipterum*), buksimmare (*Sigara lateralis*) och oval dammsnäcka (*Radix balthica*) som indikerar en habitatpreferens.

Generellt tenderade kväveretentionen vara i högre grad positiv än negativ i förhållande till fosforretentionen. Detta indikerar på befintliga skillnader mellan våtmarkers förmåga att tillvarata kväve respektive fosfor. Att retentionen vid tillfällena även var negativ är något som borde tas på största allvar och bör undersökas närmare i framtida studier. Det är däremot troligt att detta beror på resuspension av tidigare sedimenterad näring varför bortförel av sediment är något att överväga.

Det är troligt att de förväntade behandlingseffekterna inte gett uttryck på grund av att andra essentiella faktorer haft en mer betydande påverkan på våtmarkernas funktionalitet. Förmodligen beror det främst på att våtmarkerna är relativt nyanlagda (<1år), har otillräckliga omsättningstider (~1-4 h) samt studiens relativt korta varaktighet (<1år). Studien belyser därför vikten samt bredden av de aspekter som måste beaktas för framgångsrika våtmarksanläggande.

På grund av detta är det även svårt att dra några konkreta slutsatser om huruvida produktionsvåtmarkers funktionalitet kan optimeras genom mer heterogena vegetationssammansättningar samt svämplanskonstruktion. Trots att förstudien talar för att våtmarksfunktioner går att optimera, krävs förmodligen en

mer långvarig studie med längre omsättningstider för att påvisa skillnader mellan behandlingarna och därmed besvara denna frågeställning.

Tack

Först och främst vill jag tacka Marika Stenberg, Kajsa Åbjörnsson och Elin Olsson för hårt arbete ute i fält. Stort tack till Marika Stenberg för utmärkt handledning och Kajsa Åbjörnsson för hjälpsamma diskussioner samt rådgivning. Vidare vill jag tacka Per-Erik Isberg och Per Nyström för statistikrådgivning samt Kristina Arnebrant för litteraturrådgivning.

Referenser

- Boesch, D. & Brinsfield, R. 2000. *Coastal Eutrophication and Agriculture: Contributions and Solutions*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, 115 pp.
- Braskerud, B., Lundekvam, H. & Krogstad, T. 2000. The impact of hydraulic load and aggregation on sedimentation of soil particles in small constructed wetlands. *Journal of environmental quality* 29: 2013-2020.
- Braskerud, B., Tonderski, K., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A., Ulén, B. & Koskiaho, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of environmental quality* 34: 2145-2155.
- Braskerud, B., 2002. Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 45: 77-85.
- Brönmark, C. & Hansson, L-A. 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press, Oxford. 2nd ed. 285 pp.
- Bydén, S., Larsson, A-M. & Olsson, M. 2003. *Mäta vatten – Undersökningar av sött och salt vatten*. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård, Göteborgs universitet, Bohuslän. 3rd ed. 136 pp.
- Claussen, U., Durkin, M., Hasselström, L., Ljungberg, R., Meski, L., Murray, C., Reker, J., Soutokorva, Å., Stankiewicz, M. & Zweifel, U. L. 2010. Ecosystem health of the Baltic sea 2003–2007. HELCOM initial holistic assessment. Baltic sea environment proceedings no. 122. Helsinki Commission, Helsinki. 63 pp.
- Dierberg, F., DeBusk, T., Jackson, S., Chimney, M. & Pietro, K. 2002. Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: Response to hydraulic and nutrient loading. *Water research* 36: 1409-1422.
- Emanuelsson, U., Bergendorff, C., Billqvist, M., Carlsson, B. & Lewman, N. 2002. *Det skånska kulturlandskapet*. Naturskyddsföreningen i Skåne, Lund. 351 pp.
- Europeiska kommissionen., 03-02-2015. Introduction to the new EU Water Framework Directive. [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm]. Hämtad: 2015-02-27.
- Fisher, J. & Acreman, M. 1999. Wetland nutrient removal: A review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 673-685.
- Granéli, W. 1984. Reed phragmites australis (cav.) trin. ex steudel as an energy source in sweden. *Biomass* 4: 183-208.

- Hansson, L., Brönmark, C., Nilsson, P. & Åbjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50: 705-714.
- Hart, J., Tiev, V., Stovin, V., Lacoursière, J.O. & Guymer, I. 2014. The effects of vegetation on the hydraulic residence time of stormwater ponds. In: The 19th Congress of Asia and Pacific Division of the International Association of Hydraulic Engineering and Research, September 21-24 2014, Hanoi, Vietnam.
- Hefting, M.M., van den Heuvel, R.N. & Verhoeven, J.T.A. 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 56: 5-13.
- Hendrickx, F., Maelfait, J., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D. & Bukacek, R. 2007. How landscape structure, land- use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.
- Hertonsson, P., Stenberg, M. & Nyström, P. 2011. *Biologisk mångfald i anlagda våtmarker inom tullstorpsåprojektet*. Ekoll AB, Hyllie. 24 pp.
- Hunt, P., Poach, M. & Liehr, S. 2005. *Nitrogen cycling in wetland systems*. In: Dunne, E.J., Reddy, K.R. & Carton, O.T. (eds.). Nutrient management of agricultural watersheds: A wetlands solution. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, pp 93-104.
- Johannesson, K.M., Andersson, J.L. & Tonderski, K.S. 2011. Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment-associated phosphorus. *Hydrobiologia* 674: 179-190.
- Kadlec, R.H. 2005. Phosphorus removal in emergent free surface wetlands. *Journal of environmental science and health* 40: 1293-1306.
- Keddy, P.A. 2010. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. 497 pp.
- Koskiaho, J. 2006. *Retention Performance and Hydraulic Design of Constructed Wetlands Treating Runoff Waters from Arable Land*. Dept. of Process and Environmental Engineering, University of Oulu, Oulu. 70 pp.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89-103.
- Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G. & Tonderski, K.S. 2013. Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. *Journal of environmental quality* 42: 596-605.

- Leonardson, L. 2002. *Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor*. In: Tonderski, K., Weisner E.B., Landin, J., Oscarsson, H (eds.). *Våtmarksboken*. VASTRA rapport 3, 41-66. Vattenstrategiska forskningsprogrammet, Göteborg.
- Min, J. & Wise, W.R. 2009. Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: The implications of bathymetry and vegetation effects. *Hydrological Processes* 23: 830-841.
- Naturvårdsverket. 2014-03-28. Ingen övergödning. [<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/>]. Hämtad: 2015-02-27.
- Naturvårdsverket. 2009. *Rätt våtmark på rätt plats – En handledning för planering och organisation av arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet*. Rapport 5926.
- Persson, J. & Wittgren, H. 2003. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering* 21: 259-269.
- Reddy, K., Kadlec, R., Flaig, E. & Gale, P. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 83-146.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. & O'hara, E. 2007. *LIFE and europe's wetlands: Restoring a vital ecosystem*. European Communities, Luxembourg. 65 pp.
- Sirivedhin, T. & Gray, K.A. 2006. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering* 26: 167-181.
- Scheiner M. S. & Gurevitch, J. 2001. *Design and analysis of ecological experiments*. 2nd edition. Oxford University Press, Oxford. 415 pp.
- SMHI, 2015. Öppna data – Meteorologiska observationer. [<http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/#>]. Hämtad: 2015-04-18.
- Songliu, L., Hongying, H., Yingxue, S. & Jia, Y. 2009. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 21: 1036-1043.
- Thiere, G. 2009. *Biodiversity and ecosystem functioning in created agricultural wetlands*. Dept. of Ecology, Limnology, Lund University, Lund. 37 pp.
- Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P., Sahlén, G., Berglund, O. & Weisner, S.E. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142: 964-973.
- Trelleborgs kommun. 2013. BUCEFALOS. [<http://www.trelleborg.se/sv/bygga-bo-miljo/klimatforandringar-och-miljo/miljoprojekt/bucefalos/>]. Hämtad: 2015-03-05.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment* 380: 48-65.

Weisner, S., Eriksson, P., Graneli, W. & Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 363-366.

Bilaga A

Tabell 4. Ordning, familj och artnamn (latinskt och svenskt) för observerade arter i samtliga våtmarker och hålldammen. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd).

Ordning	Familj	Art	Svenskt namn
Kräftdjur (Crustacea)	Asellidae	Asellus aquaticus	sötvattensgråsugga
	Gammaridae	Gammarus pulex	vanlig sötvattensmärla
Trollsländor (Anisoptera)	Libellulidae	Libellula depressa	bred trollslända
Flick- jungfrusländor (Zygoptera)	Coenagrionidae	Ischnura elegans	större kustflickslända
Dagsländor (Ephemeroptera)	Baetidae	Cloeon dipterum	dagslända
Nattsländor (Trichoptera)	Leptoceridae	Oecetis sp.	långhornsslända
	Caenidae	Caenis robusta	dagslända
Skalbaggar (Coleoptera)	Dytiscidae	Hygrotus nigrolineatus	dykare
	Gyrinidae	Gyrinus natator	virvelbagge
	Haliplidae	Haliphus sp. (larv)	vattentrampare
Skinnbaggar (Heteroptera)	Corixidae	Corixa dentipes	buksimmare
	Corixidae	Micronecta sp.	dvärgbuksimmare
	Corixidae	Sigara lateralis	buksimmare
	Notonectidae	Notonecta glauca	allmän ryggsimmare
Hoppstjärtar (Collembola)	Poduridae	Podura aquatica	vattenhoppstjärt
Tvåvingar (Diptera)	Chironomidae	Tanypodinae	fjädermygga
Maskar (Oligochaeta)	Lumbriculidae	Lumbriculus variegatus	bottenslamrörmask
Snäckor (Gastropoda)	Lymnaeidae	Lymnaea stagnalis	stor dammsnäcka
	Lymnaeidae	Radix balthica	oval dammsnäcka
	Lymnaeidae	Stagnicola palustris	kärddammsnäcka
	Physidae	Physa fontinalis	flikmantlad snäcka
	Planorbidae	Gyraulus albus	knottig skivsnäcka
Spiggfiskar (Gasterosteiformes)	Gasterosteidae	Pungitius pungitius	småspigg
Karpfiskar (Cypriniformes)	Cyprinidae	Tinca tinca	sutare

Bilaga B

Tabell 5. Artnamn (latinskt och svenskt) samt antal observerade individer per behandling och för hålldammen. V (enbart bladvass med permanent lågt vattenstånd), VU (bladvass och kransalger med permanent lågt vattenstånd), VN (enbart bladvass med fluktuerande vattenstånd) och VUN (bladvass och kransalger med fluktuerande vattenstånd).

Art	Svenskt namn	V	VN	VU	VUN	Hålldamm
<i>Asellus aquaticus</i>	sötvattensgråsugga	1	0	2	0	0
<i>Gammarus pulex</i>	vanlig sötvattensmärla	2	0	3	0	0
<i>Libellula depressa</i>	bred trollslända	6	5	3	6	0
<i>Ischnura elegans</i>	strörre kustflickslända	2	8	3	1	0
<i>Cloeon dipterum</i>	dagslända	4	1	43	42	9
<i>Caenis robusta</i>	dagslända	0	1	0	0	0
<i>Oecetis</i> sp.	långhornsslända	0	0	0	0	1
<i>Hygrotus nigrolineatus</i>	dykare	3	1	3	1	0
<i>Gyrinus natator</i>	virvelbagge	2	2	1	0	0
<i>Haliplus</i> sp. (larv)	vattentrampare	1	0	1	0	0
<i>Corixa dentipes</i>	buksimmare	0	0	8	3	26
<i>Micronecta</i> sp.	dvärgbuksimmare	0	1	0	0	0
<i>Sigara lateralis</i>	buksimmare	65	57	108	136	0
<i>Notonecta glauca</i>	allmän ryggsimmare	3	2	3	1	0
<i>Podura aquatica</i>	vattenhoppstjärt	1	2	1	0	2
Tanypodinae	fjädermygga	29	50	7	8	5
<i>Lumbriculus variegatus</i>	bottenslamrörmask	0	1	0	0	0
<i>Lymnaea stagnalis</i>	stor dammsnäcka	0	5	0	0	0
<i>Radix balthica</i>	oval dammsnäcka	302	248	495	662	23
<i>Stagnicola palustris</i>	kärddammsnäcka	1	1	1	0	0
<i>Physa fontinalis</i>	flikmantlad snäcka	4	10	1	4	0
<i>Gyraulus albus</i>	knottrig skivsnäcka	1	1	0	0	0
<i>Pungitius pungitius</i>	småspigg	1	2	2	4	0
<i>Tinca tinca</i>	sutare	0	0	0	1	0



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund