

Våtmarkens kapacitet –

kan en våtmark optimeras för att minska såväl eutrofiering som brunifiering?

JOSEFINA ALMÉN 2019

HANDLEDARE: LARS-ANDERS HANSSON

MVEK02 EXAMENSARBETE FÖR KANDIDATEXAMEN 15 HP

MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Våtmarkens kapacitet

Kan en våtmark optimeras för att minska såväl
eutrofiering som brunifiering?

Josefina Almén

2019



LUNDS
UNIVERSITET

Josefina Almén

MVEK02 Examensarbete för Kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Lars-Anders Hansson, BECC, Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2019

Abstract

Due to changes in land use, as well as impacts from the climate change, our inland waters are now exposed to problems such as eutrophication and brownification. This complicates management to develop clean drinking water, as well as it leads to anoxic bottoms and reduces primary production. This literature review aims to see if wetlands can work as a natural filter to reduce both nutrients (nitrogen and phosphorous) and water colour, in terms of dissolved organic carbon, by looking at the levels of changes of the concentrations at the outflow with that at the inflow. This study tries to find similarities between the wetlands physical characteristics to see if there are some potential parameters that is important for an optimized wetland system. Water colour and nutrient samples are also taken at the in- and outflow of six different located wetlands, to add to the already existing data. This study shows that comparisons between wetlands is hard to do, but that some parameters may be of importance. The percentual DOC export concentration increases significantly as the wetland to catchment area ratio increases ($R^2= 0,30$, p-value: 0,04), which may state that land use and the percentual occupation of wetland within the catchment is of importance. A constant flow seems to be important to reduce all three parameters, as well as a residence time that is not too long, nor to short. However, more studies should be done to fully understand how wetlands can be optimized, with more parameters involved.

Keywords: wetland, brownification, DOC, nutrients, water quality

Innehållsförteckning

Inledning	7
<i>Syfte.....</i>	9
<i>Angränsning.....</i>	10
<i>Etisk reflektion</i>	10
Metod	13
<i>Litteraturoversikt</i>	13
<i>Egna provtagningar</i>	14
Resultat.....	17
<i>Litteraturoversikt</i>	17
<i>Egna provtagningar</i>	20
Diskussion	23
<i>Våtmark: Avrinningsområdets area</i>	23
<i>Vattenflöde och uppehållstid</i>	24
<i>Egna provtagningar</i>	25
<i>Potentiella felkällor</i>	26
Slutsats.....	27
Tack.....	29
Referenser	31

Inledning

Sedan urminnes tider har människan på olika vis brukat jorden, något som visat sig leda till bieffekter för den omgivande naturen. Såväl jord- som skogsbruk leder till läckage av ämnen som via dagvattnet transporteras till närliggande vattendrag (Brönmark och Hansson, 2017; Kritzberg, 2017; Roulet och Moore, 2006). Jordbruk effektiviseras i många fall genom användning av gödsel, innehållande kväve (N) och fosfor (P). Det överskott av näringsämnen som inte assimileras av grödor rinner via yt- och grundvattnet ner i närliggande vattendrag och bidrar till eutrofiering och ökad algbloomning i anslutande vattenansamlingar nedströms (Brönmark och Hansson, 2017; Fischer och Acreman, 2004). Genom ökade halter dött växtmaterial i förnan bidrar skogsbruket i sin tur till en avrinning rik på organiskt material i form av humusämnen och upplöst organiskt kol (DOC) (Brönmark och Hansson, 2017; Kritzberg, 2017; Roulet och Moore, 2006). Humusämnen är långa komplexa molekyler som bidrar till den bruna färgen i bland annat sjöar, och består till stor del av kol (Brönmark och Hansson, 2017). DOC har visat sig öka i takt med att färgen på vattnet blir mörkare, och har på grund av den positiva korrelationen i många studier visats kunna användas som ett någorlunda substitut för mått på vattenfärgen (Karlsson et al., 2009; Kritzberg, 2017; Pace och Cole, 2002; von Einem och Granéli, 2010).

Brunifiering i vattendrag har ökat drastiskt de senaste åren (Evans et al., 2005; Roulet och Moore, 2006; Kritzberg och Ekström, 2012), och anledningen till detta har diskuterats intensivt. Faktorerna bakom processen har förklarats på olika vis, exempelvis genom högre järnhalt i ytvattnet, klimatförändringar i form av huvudsakligen ökad nederbörd, koldioxidutsläpp och temperatur, reducering i sulfatnedfall samt förändrad markanvändning (Evans et al., 2006; Ekström et al., 2011; Granéli, 2012; Kritzberg, 2017). Kritzberg (2017) hävdar att brunifiering sker som ett försenat resultat från förändringen i markanvändning, där det skedde ett skifte från övervägande jordbruk till skogsbruk under början och mitten av förra seklet. Hon argumenterar emot att förändringen i sulfatnedfall skulle vara den huvudsakliga faktorn bakom fenomenet, men menar att det haft en bidragande roll då adsorption av organiskt material var högt när nedfallet av sulfat var detsamma. Vidare menar hon att även klimatförändringar har haft en inverkan, då det skett en ökning i antal dagar som möjliggör tillväxt (dagar med en medeltemperatur över 5°C) med ungefär 20 dagar, vilket leder till en ökad mängd DOC i förnan. Detta tillsammans med kraftigare och mer frekventa regndagar, leder till en ökad koncentration av DOC i närliggande ytvatten.

Såväl eutrofiering som brunifiering bidrar till syrefattiga sjöar och vattendrag med bristande tillgänglighet av solljus (Bernot et al., 2006; von Einem och Granéli, 2010; Granéli et al., 2012; Karlsson et al., 2009; Kritzberg, 2017). Ökad eutrofiering resulterar i ett toppskikt täckt med alger, vilket gör det så gott som omöjligt för solljuset att nå ner till bottenskiktet på sjön. När algerna sedan dör och bryts ner, skapas områden som till viss del eller helt och hållet saknar syre, vilket bland annat resulterar i att järn-fosforbarriären bryts upp, och fosfor frisläpps från sedimenten som därefter bidrar till ytterligare eutrofiering (Brönmark och Hansson, 2017). Ökade halter organiskt material i vattnet reflekterar solens strålar vilket leder till att fotosyntetiserande organismer, så som makrofyter och alger, inte nås av något ljus och hämmar därmed syretillförseln och primärproduktionen i vattnet (Karlsson et al., 2009; Pace och Cole, 2002; Williamson et al., 2015). Detta har även visat sig påverka sekundärproduktionen, då korrelationer mellan ökade koncentrationer av DOC och reducerat fiskbestånd noterats (Karlsson et al., 2009; Pace och Cole, 2002). Kontaminering av sjöar och vattendrag bidrar också till en ökad problematik och kostnader när det kommer till att rena dricksvattnet (Chow et al., 2007; von Einem och Granéli, 2010; Granéli, 2012). Förhöjningar av DOC i vattnet kan vid rening med oorganiska ämnen bidra till ökad produktion av cancerogena biprodukter i dricksvattnet, så kallade DBP:s (desinfektionsbiprodukter) (Williamson et al., 2015). Eutrofiering leder till ökad produktion av cyanobakterier som innehållande toxiner som måste renas innan dricksvattnet går att konsumera (Codd, 2000).

Riksdagen beslutade i april 1999 om 16 olika miljö kvalitetsmål (prop. 2004/05:150), alla för att på olika vis bidra till en bättre miljö och ett mer hållbart samhälle (Sveriges miljömål, 2019). Riksdagens definition av miljö kvalitetsmålet ”*Levande sjöar och vattendrag*” lyder:

”Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljö värden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas” (prop. 2004/05:150, sid. 104).

Detta miljö kvalitetsmål behandlar vikten av att tillgodose såväl människan som naturen med vatten av god kvalitet, något som eutrofiering och brunifiering hämmar (Sveriges miljömål, 2018; Codd, 2000; Williamson et al., 2015). Det är därför av betydande intresse för både människan och miljön att studera möjligheterna till ett renare vatten på ett så miljövänligt och naturligt sätt som möjligt.

Våtmarker har visat sig vara bra system för att fånga upp och minska koncentrationer av näringsämnen, och har förefallit sig vara specifikt bra på att reducera och sedimentera kväve och fosfor (Hansson et al., 2005; Brönmark och Hansson 2017). Den process som till stor del ligger bakom reduktionen av kväve är denitrifiering, vilket sker med hjälp av denitrifierande bakterier som omvandlar nitrat

(NO₃) till kvävgas (N₂) och som i sin tur sedan lämnar våtmarken. Våtmarken bidrar även till att vattnet sprids över en större area med långsammare flöde, och därmed tillåts suspenderat material, som bland annat bär med sig fosfor, att sjunka och sedimentera (Brönmark och Hansson, 2017). Att använda våtmarker som ett slags naturligt filtersystem för att reducera föroreningar i dagvatten från jordbruk genom att placera dessa i eller i direkt anslutning till dränerade vattendrag har visat sig bidra till markant minskning av det totala näringsöverskottet (Mudarra et al., 2011; Jordbruksverket, 2019a). När det gäller anläggning eller restaurering av våtmark i syfte att just minska utlakningen av näringsämnen finns det idag även möjlighet till ekonomiskt stöd i form av ersättning för de utgifter som uppkommer vid planering och utformning/restaurering (Jordbruksverket, 2019b).

Då solens strålar och bakteriell metabolism är huvudprocesserna bakom nedbrytningen av humusämnen, skulle våtmarker potentiellt möjliggöra för en reduktion av såväl näringsämnen som brunifiering (Brönmark och Hansson 2017; Fischer & Arceman 2004; Granéli 1996). Ljusenergin hjälper via fotooxidation till att ”klippa sönder” humusmolekylen till mindre molekyler som därmed blir mer lättillgängliga för bakterier och protozoa, varav organiskt kol och därmed även vattenfärgen skulle kunna reduceras från vattendraget (Brönmark och Hansson 2017; Granéli, 1996).

Mitt arbete har som mål att undersöka våtmarkers roll i reduktion av närsalter, mer specifikt kväve och fosfor, och mildrande av brunifiering, då forskningen kring detta hittills har varit mycket begränsad. Som redan nämnts korrelerar DOC med vattenfärg, och då endast ett fåtal studier fokuserar på såväl vattenfärg som näringsämnen har jag i min studie valt att använda DOC som en proxy för vattenfärg (Karlsson et al., 2009; Kritzberg, 2017; Pace och Cole, 2002; von Einem och Granéli, 2010). Arbetet är en litteraturstudie, med kompletterande data från egna provtagningar vid ett antal våtmarker. Detta för att bygga på den information som samlats in från litteraturen, samt för att tillägga nya resultat till forskningen. Den hypotes som prövas är om kvoten mellan våtmarkens och avrinningsområdets area har någon potentiell inverkan på våtmarkens effekt vad gäller koncentrationer av kväve, fosfor och/eller DOC.

Syfte och frågeställning

Syftet med arbetet är att undersöka huruvida våtmarker kan agera reducerande för såväl näringsämnen (kväve och fosfor) som för vattenfärg (DOC), och om några likheter våtmarker emellan i så fall går att finna för att potentiellt optimera dess effekt. Om så vore fallet, skulle det inte bara förhöja de incitament som i dagsläget finns gällande våtmarksunderhåll, utan även utgöra en grund för en utveckling mot ett intresse att anlägga våtmarker även i skogsnära områden. Frågeställningarna som kommer att testas är därav:

- Kan en våtmark reducera kväve och fosfor, och samtidigt minska vattenfärgen?
- Om så är fallet, vilka parametrar verkar bidra till en reducerande effekt i våtmarkerna?

Min förhoppning är att detta arbete ska ligga till grund för ytterligare studier inriktade på våtmarker stationerade inte endast i närheten av jordbruksområden utan även i nära anslutning till skogsområden.

Avgränsning

Då arbetet kommer bedrivas under begränsad tid (10 veckor) har jag valt att avgränsa mig till att studera våtmarkers kapacitet att reducera kväve, fosfor och vattenfärg i form av organiskt upplöst kol genom att jämföra koncentrationer vid in- och utflöde i våtmarken. Den reducerande effekten jämförs sedan mellan våtmarker, och även med mina egna provtagningar. Jag har valt att undersöka några av våtmarkens hydrologiska egenskaper, så som vattenflöde, uppehållstid, djup, area och avrinningsområde, och därav inte inkluderat de geologiska eller biologiska processerna som också kan anses vara av intresse. Jag har även valt att studera våtmarker generellt, och därmed inte valt att jämföra olika slags våtmarkstyper och huruvida olika sorters våtmarker eller vegetation har möjlighet att reducera mer eller mindre. Detta arbete kommer inte heller studera våtmarkens form eller topografiska placering.

De egna provtagningarna kommer att ske vid huvudflödets in- och utlopp, vilket innebär att alternativa in- och utflöden inte är medräknade eller studerade i denna studie.

Etisk reflektion

Då mitt arbete fokuserar på att studera fördelar med att anlägga och rekonstruera våtmarker i specifika områden, så kan det komma att bidra till ett ökat incitament att i framtiden förändra markområden. Detta kommer då leda till att olika habitat förändras och därmed till viss del, eller helt, slår ut enstaka arter från området. Då våtmarker bidrar till ökad biodiversitet, anser jag att det i slutändan troligen skulle bli ett positivt utfall, med en ökad biodiversitet i såväl våtmarken som vattenkällan längre nedströms, men det bör trots allt ses över vid varje specifikt fall, om så skulle bli fallet.

Det är även viktigt att notera att min metodik kan komma att ge ett utfall som på något vis är riktat, då det finns en relativt snäv dokumentation kring det jag valt att studera. Detta betyder att jag kommer att hantera liknande källor, men då jag till stor del endast kommer att ta till vara på deras provresultat för att därifrån försöka se

samband och förklaringar, anser jag ändå att arbetet kommer att vara väl avvägt i sitt upplägg.

Metod

Litteraturöversikt

Denna uppsats är i huvudsak en litteraturöversikt med syfte att belysa huruvida några av våtmarkers hydrologiska egenskaper bidrar till ökad, oförändrad eller minskad brunifiering av ytvatten, i samband med dess potentiella inverkan på näringshalten (Rosengren, 2019). Genom att använda databasen Scopus samt nyckelord från det definierade syftet i en sammansättning med de booleska operatörerna OR och AND kunde en systematisk litteratursökning genomföras. Ett mer specificerat sökschema går att se i tabell 1.

Tabell 1. Sökschema vid litteratursökning på Scopus databas.

Scopus	Sökord	Avgränsningar	Antal träffar	Urval 1	Urval 2
#1 190415	Wetland* AND (“water colour*” OR “water color*” OR humus*) AND nutrient*	Sökning begränsad till rubrik, abstract samt inledning av artiklar. Avgränsat till endast vetenskapliga artiklar samt inom tidsspannet 1990-nutid.	29	8	1
#2 190419	Wetland* AND (brownification* OR humus* OR “coloured dissolved organic matter*”) AND nutrient*	Sökning begränsad till rubrik, abstract samt inledning av artiklar. Avgränsat till endast vetenskapliga artiklar.	21	5	0
#3 190424	“water quality*” AND wetland* AND runoff* AND nutrient* AND “organic carbon*”	Sök inom rubrik, abstract samt inledning av artiklar. Avgränsat till att endast visa vetenskapliga artiklar.	30	10	1
#4 190503	Wetland* AND DOC* OR “dissolved organic carbon*” OR “water colour*” AND inflow* AND outflow* AND nutrient*	Sök inom rubrik, abstract samt inledning av artiklar. Avgränsat till att endast visa vetenskapliga artiklar.	10	3	3

Efter att sökorden formulerats på så vis att ett enligt mig avgränsat resultat uppnåts, påbörjades det första urvalet. De funna artiklarnas titel och abstract lästes igenom, för att skapa en bild över vad artikeln i helhet skulle behandla. Därefter sållades ett antal bort, närmare bestämt de artiklar som hanterade jordprover eller endast vattenprover från avrinningsområdet. För urval 1 var det helt enkelt viktigt att artikeln skulle behandla våtmarker och vattenprover. När detta var gjort läste jag de utvalda artiklarna i sin helhet, och de som behandlade in- och utflödesprover med alla tre ämnen (TP, TN och DOC) valdes till urval 2 för vidare analys. Några få artiklar studerade mängden totalt organiskt kol (TOC) istället för DOC, men i tester genomförda i länder belägna relativt långt norr ut, kan TOC användas som en proxy för DOC (Pace och Cole, 2002). Vidare användes den så kallade "snöbollsmetoden" baserat på de utvalda artiklarnas referenslista för att på så vis utöka den litteraturgrund som arbetet bygger på.

Utifrån dessa artiklar kunde en tabell med våtmarkernas karaktäristiska drag sammanställas. Därefter summerades resultatet från in- och utflödet, varefter den procentuella förändringen i koncentration mellan in- och utlopp beräknades som en genomsnittlig förändring över varje studies specifika tidsintervall. Förhållandet mellan våtmarkens och avrinningsområdets area beräknades, varefter en regressionsanalys utfördes för att se huruvida där fanns ett samband mellan kvoten och våtmarkernas effekt.

Egna provtagningar

Som komplement till denna litteraturstudie har jag även gjort egna provtagningar på ett fåtal olika våtmarkers huvudsakliga in- och utflöde, med avgränsning för alternativa flöden. Detta för att kunna ge möjlighet till att se ifall våtmarken reducerat alternativt ökat mängden humusämnen och näringsämnen, och i så fall med hur mycket. För att på ett brett vis inkludera våtmarker med såväl hög näringshalt som humushalt har provtagningsområdena placerats i direkt alternativt nära anslutning till jordbruks- samt skogsmark.

Prover för näringshaltens potentiella förändring togs vid in- och utlopp i varsin 100 ml syradiskad provflaska. Proverna placerades i en kylbox, varefter de frystes ner för att sedan skickas till Synlab i Malmö för vidare analys, innan ett resultat innehållande provernas totalkväve och totalfosfor definierades.

För att bestämma vattenfärgen togs vattenprover från in- och utlopp i två 300 ml provflaskor. Vattenproverna kylades ner i en kylbox och behandlades i en laborationssal så nära in på provtagningsstillfället som möjligt. Vid bestämmandet av vattenfärg användes två olika metoder. Dels undersöktes vattenprovet i en så kallad färgkomparator, där provet analyseras jämsides ett provrör fyllt avjoniserat vatten, varefter det jämförs med olika färgade filter för att se vilken som bäst överensstämmer. Färgkomparatorn ger ett färgtal i mg Pt/L. Detta är dock en relativt

gammal metod, vilket gör det relevant att komplettera med en något nyare (Rengefors och Heiberg, 2007). Därför mättes även absorbansen av humusämnen i vattenproverna, detta genom att använda en spektrofotometer. 10 ml från varje vattenprov filterades genom GF/C filterpapper och hälldes i en 5cm kyvett. Därefter användes en spektrofotometer, inställd på 420nm, med destillerat vatten som blank. Absorbansen för varje prov mättes, och multipliceras med 690 för att få värdet i mg Pt/L (Rengefors och Heiberg, 2007). Den procentuella förändringen mellan in- och utlopp beräknades därefter genom att dividera utflödets koncentration med inflödets, vartefter kvoten subtraherades med ett och multiplicerades med 100.

Resultat

Litteraturöversikt

Allt som allt behandlar denna litteraturstudie åtta olika artiklar som sammanlagt studerar 18 olika våtmarker, alla med mer eller mindre skilda egenheter (tabell 2). Våtmarkerna varierade i såväl utseende och placering, och användes i stor utsträckning i huvudsyfte till att reducera näringsämnen från jordbruksområden. Gemensamt för dessa artiklar är att de studerade potentiella förändringar av näringsämnen och organiskt kol i våtmarkers in- och utlopp. Tidsintervallet på experimentens utföranden sträckte sig från sex månader (april-september) (Diaz et al., 2012; Maynard et al., 2014; O'Geen et al., 2007; Scholz et al., 2016) till tre år (Kovacic et al., 2000). Emmett et al., (1994) och Jordan et al., (2003) genomförde studier under två års tid, och Kovacic et al., (2006) under 21 månader.

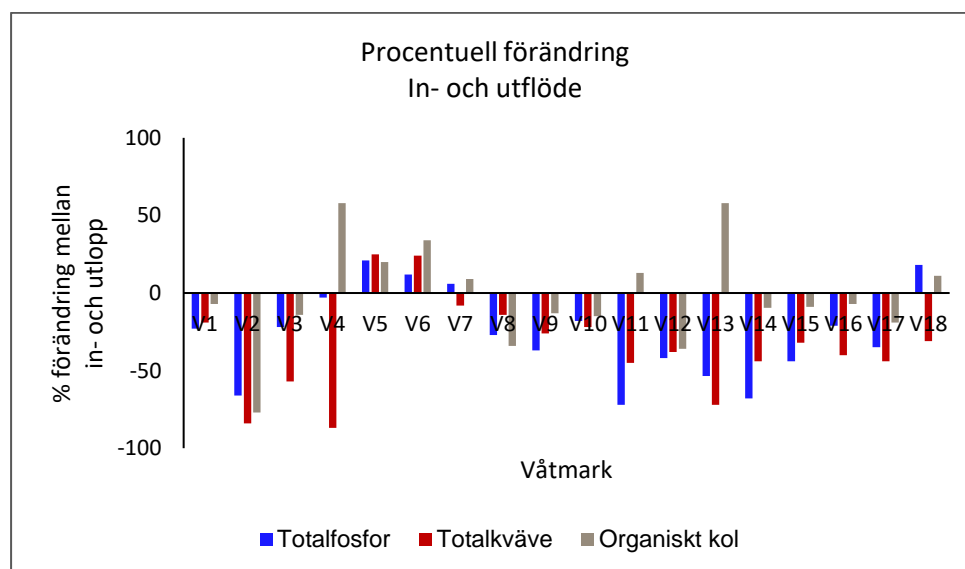
De allra flesta våtmarker var konstruerade i områden där de förväntas göra mest nytta, och endast två av de totalt 18 våtmarkerna var naturliga som restaurerats några år tidigare (V8 och V12). Flödes hastigheten in och ut från våtmarkerna var beräknad, och genom den även en volymanpassad koncentration. Vattenflödet varierade mellan våtmarkerna, där våtmark 5–7 var så kallade översvämningsvåtmarker utan något naturligt flöde. Dessa våtmarker fylldes kontinuerligt upp varannan till var tredje vecka, för att sedan lämnas orörda fram tills 3–4 dagar innan nästa översvämning, då de dränerades på vatten. Våtmark 8, 16, 17 och 18 hade ett oregelbundet vattenflöde till stor del beroende av nederbörden med perioder där vattnet stod helt stilla. Resterande våtmarker mottog ett dagligt inlopp och hade därmed ett oavbrutet vattenflöde. Alla våtmarker bestod av växtlighet, förutom V9 som till största del hade en öppen vattenyta.

Våtmark 13 var minst, både till area (0,0082 ha) och till avrinningsområde (0,04 ha; tabell 2). Störst area hade V5 på 159 ha, och V9 och V11 hade störst avrinningsområde, 2300 ha vardera (tabell 2). Kvoten mellan våtmarkens area och avrinningsområdets area beräknades i de fall båda parametrarna gick att finna (tabell 2), där V13 visade på den största procentuella andelen våtmark i avrinningsområdet (0,20) och V9 på den minsta (0,002; tabell 2). Uppehållstiden för vattnet i våtmarken var längst i V5-7 (17,5 dagar) och kortast i V2 (0,9 dagar; tabell 2).

Tabell 2. De studerade våtmarkernas fysiska egenskaper och omgivningsbeskrivning. Alla värden är funna alternativt beräknade medelvärden. *Kvoten mellan våtmarkens area och avrinningsområdets area.

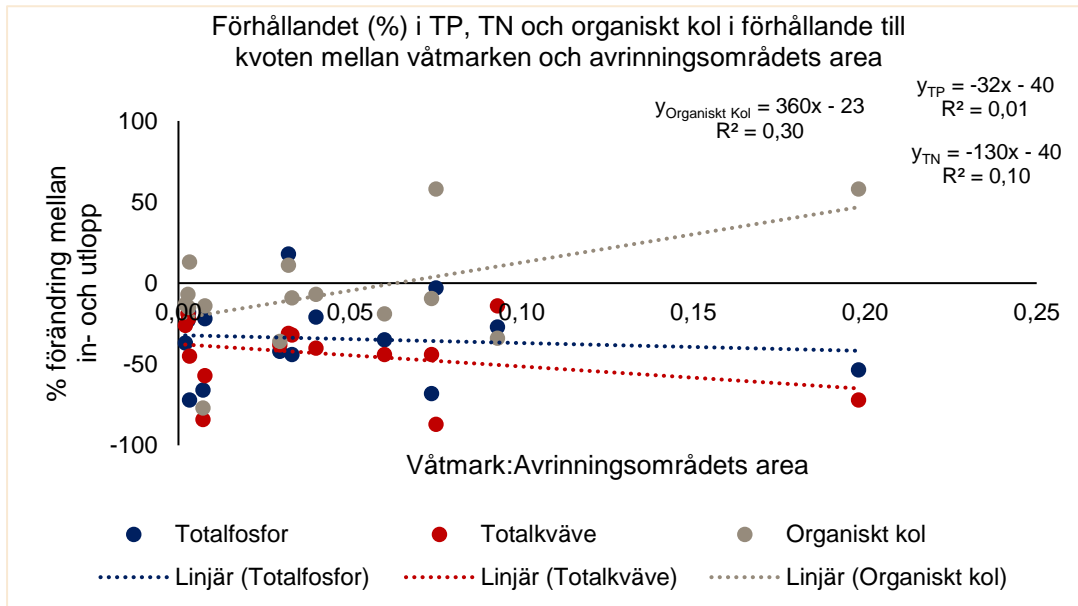
Våtmark	Area (ha)	Djup (m)	Uppehållstid (d)	Storlek avrinningsområde (ha)	$A_v:A_a^*$	Dominerande markanvändning, avrinningsområde	Källa
V1	4,5	1	2,5	1620	0,003	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V2	2,3	0,75	0,9	324	0,01	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V3	2,5	0,75	1,6	324	0,01	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V4	150	0,9	11,6	2000	0,08	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V5	159	0,75	17,5	-	-	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V6	130	0,75	17,5	-	-	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V7	173	0,75	17,5	-	-	Jordbruk	Díaz et al., 2012
V8	1,3	0,2	15,5	14	0,09	Jordbruk	Jordan et al., 2003
V9	4,5	0,73	4	2300	0,002	Jordbruk	Maynard et al., 2014
V10	1,3	-	-	450	0,003	Jordbruk	O'Geen et al., 2007
V11	7,3	-	-	2300	0,003	Jordbruk	O'Geen et al., 2007
V12	2,4	-	-	81,4	0,03	Skogsplantering	Emmett et al., 1994
V13	8,20E-03	-	3	4,14E-02	0,20	Skogsområde/jordbruk	Scholz et al., 2016
V14	0,16	0,48	12	2,17	0,07	Jordbruk	Kovacic et al., 2006
V15	0,4	0,52	7	12,1	0,03	Jordbruk	Kovacic et al., 2006
V16	0,6	0,9	-	15	0,04	Jordbruk	Kovacic et al., 2000
V17	0,3	0,4	-	5	0,06	Jordbruk	Kovacic et al., 2000
V18	0,8	0,7	-	25	0,03	Jordbruk	Kovacic et al., 2000

Den totala mängden kväve, totalkvävet (TN), mättes då den innefattar alla kemiska föreningar, så som nitratjoner (NO_3^-) och ammoniumjoner (NH_4^+), och därmed är mest representativ när det kommer till den totala och verkliga effekten av våtmarken. Samma princip gäller för totalfosfor (TP), som inkluderar såväl organiskt som oorganisk fosfor. Den procentuella förändringen i koncentration av TP, TN och organiskt kol mellan in- och utlopp beräknades, där ett negativt tal innebär en reducerande effekt och ett positivt en export (figur 1). 11 av de totalt 18 studerade våtmarkerna visade sig ha en reducerande effekt på såväl näringsämnen som organiskt kol (figur 1). Av dessa 11 reducerade våtmark 2 i genomsnitt de tre variablerna mest effektivt (TP: -66%, TN: -84%, Organiskt kol: -77%). Våtmark 4 och 13 hade en genomsnittlig ökad export av organiskt kol (58%), men reducerade i genomsnitt TN samt både TN och TP effektivt (V4: TP: -3%, TN: -87%; V13: TP: -53%, TN: -72%; figur 1). Våtmark 2, 11 och 14 var mest effektiva på att reducera TP (-68%, -66% och -72%, i angiven ordning; figur 1), varav våtmark 5, 6, 7 och 18 istället visade på en förhöjd export TP (21%, 12%, 6% och 18%). Vad gällde TN reducerade våtmark 2, 4 och 13 mest effektivt (-84%, -87% och -72%), varav våtmark 5 och 6 visade sig minst effektiv (25% och 24%). Våtmarkerna visade på en stor skillnad i reducerande effekt vad gällde organiskt kol, där våtmark 2, 8 och 12 reducerade mest effektivt (-77%, -34% och -36%) och förutom våtmark 4, 13 även 6 minst effektivt (34%; figur 1).



Figur 1. Den genomsnittliga procentuella förändringen mellan våtmarkernas in- och utflöden i totalfosfor, totalkväve och upplöst organiskt kol (Diaz et al., 2012, Emmett et al., 1994, Jordan et al., 2003, Maynard et al., 2014, O'Geen et al., 2007, Kovacic et al., 2000;2006, Scholz et al., 2012).

För att undersöka huruvida kvoten mellan våtmarkens och avrinningsområdets area hade någon potentiell inverkan på näringshalten eller kolhalten, jämfördes den procentuella variansen av TP, TN och organiskt kol mot varje våtmarks specifika förhållande (figur 2). En regressionsanalys genomfördes, varav de olika korrelationerna beräknades till TP: R^2 : 0,01, p-värde: 0,72, TN: R^2 : 0,10, p-värde: 0,24 och Organiskt kol: R^2 : 0,30, p-värde: 0,04 (figur 2).



Figur 2. Den procentuella förändringen i totalfosfor, totalkväve och organiskt kol i förhållande till kvoten mellan våtmarkens area och avrinningsområdets area (Diaz et al., 2012; Jordan et al., 2003; Maynard et al., 2014, O'Geen et al., 2007; Emmett et al., 1994; Scholz et al., 2016; Kovacic et al., 2000; Kovacic et al., 2006). Varje variabels trendlinje, rätta linjes funktion samt R^2 -värde finns utskrivet i grafen.

Egna provtagningar

Egna provtagningar genomfördes i sex olika våtmarker. Hälften av våtmarkerna var belägna i närheten av, samt i direkt anslutning, till ett jordbruksområde (prov 1–3), och resterande tre låg i olika skogsområden (prov 4–6). De våtmarker i anslutning till jordbruksmark var belägna i utkanten av Lund i Skåne, omgivna av och i direkt kontakt till öppna ytor jordbruksmark. Våtmarken vid provpunkt 4 var placerad inuti ett skogsområde i utkanten av Söderåsen, Skåne, till stor del bestående av lövskog men även viss del granskog. Våtmarkerna vid provpunkterna 5 och 6 var belägna i skogsområden utanför Ljungsbro i Östergötland, med skillnaden att provpunkt 5 var omringad av avverkad granskog, och provpunkt 6 av till största del orörd granskog.

Resultaten från färgkomparatorn utslöts, då filtren visade sig vara för oprecis. Många av provresultaten placerades i samma färgskaleintervall, vilket bidrog till att skillnaden mellan in- och utlopp enligt denna metod var svårdefinierade och/eller obefintlig. Vattenfärgen har därför endast specificerats med hjälp av absorbansen (A_{420}). Även totalfosfor fick utslutas, då fel analysmetod resulterade i att testresultaten blev ojämförbara.

Den procentuella förändringen i vattenfärg vid in- och utlopp beräknades, där ett negativt tal visar på en minskad koncentration vid utloppet, och ett positivt på en ökad. De våtmarker som var stationerade intill jordbruksområden visade på en ökning i vattenfärg med en varians på 5% upp till 44 % (tabell 3). Vattenfärgen från provpunkter placerade i skogen varierade mellan en reducering på -51% och en ökning på 74% (tabell 3). Endast våtmarkerna vid provtagning 5 och 6, bägge i skogsområde, hade en reducerande effekt på vattenfärgen mellan in- och utlopp (tabell 3). Den procentuella förändringen mellan in- och utlopp av koncentrationen TN varierade i jordbrukslandskap mellan -18% – 9,1%, och i skogslandskap mellan -15% - -48 % (tabell 3).

Tabell 3. Provtagningsplatsernas koordinater, habitattyp och procentuella förändring vid in- och utlopp i vattenfärg och totalkväve.

Våtmark	Koordinater	Habitattyp	Procentuell förändring vattenfärg	Procentuell förändring kväve
Provplats 1	55°42'18.2"N 13°07'05.1"E	Jordbruksmark	44	7,1
Provplats 2	55°42'11.6"N 13°07'03.0"E	Jordbruksmark	15	9,1
Provplats 3	55°42'27.4"N 13°06'57.4"E	Jordbruksmark	5	-18
Provplats 4	56°03'32.8"N 13°12'19.1"E	Skogsmark	74	-15
Provplats 5	58°36'29.8"N 15°28'06.7"E	Skogsmark	-51	-48
Provplats 6	58°27'16.4"N 15°30'30.0"E	Skogsmark	-47	-15

Diskussion

De 18 studerade våtmarkerna varierade i såväl fysiska egenskaper som i sin effekt att reducera näringsämnen och färg. Våtmark 2 visade sig procentuellt reducera mest effektivt, följt av våtmark 12 (V2: TP: -66, TN: -84, DOC: -77, V12: TP: -42, TN: -38, DOC: -36, tabell 2). Båda dessa hade en relativt liten area (2,3 och 2,4 ha vardera), men varierade i avrinningsområde. Avrinningsområdet för våtmark 2 bestod av jordbruk, varav våtmark 12 bestod av skogsbruk. Även våtmark 13 var till viss del belägen i skogen, men visar till skillnad från V12 på en ökad koncentration DOC efter våtmarkens inverkan med 58%. Likaså våtmark 4 visade på en ökad exporterad koncentration DOC med 58%. Dessa våtmarkers höga export av DOC sticker ut i jämförelse med de andra våtmarkerna. De våtmarker som reducerade de tre studerade variablerna sämst var de tre översvämningsvåtmarkerna, V5-7. Jämförelser har varit svåra att göra och förklaringar svåra att ge, men nedan följer en diskussion över de enligt mig viktigaste studerade parametrarna.

Våtmark: Avrinningsområdets area

Arean på avrinningsområdet visade sig vid alla våtmarker vara större än arean på våtmarken, något som är viktigt för att våtmarken ska ha en möjlighet att reducera och sedimentera de inflödande ämnena (Kynkäänniemi, 2014). Enligt mina resultat korrelerade inte kvoten mellan våtmarkens area och avrinningsområdets area med en variation i TP eller TN (TP: $R^2: 0,01$, p-värde: 0,72, TN: $R^2: 0,10$, p-värde: 0,24), något som både motbevisats och understrukits i tidigare studier. Koskiaho (2003) menar på att en våtmark som upptar minst 1–2% av avrinningsarean till viss del är optimerad för att sedimentera TP, då partiklarna som fosfor är bunden till får möjlighet att sedimentera i den relativt stora våtmarken. Detta borde då betyda att en större procentuell andel av avrinningsområdet borde bidra till en ökad reducerande effekt av TP. Braskerud et al., (2005) visar dock på att sambandet mellan fosforsedimentering är mer platsspecifik i relation till storleksspecifik, vilket skulle kunna förklara resultatet från min regressionsanalys. Att TN inte korrelerar signifikant med våtmarkens procentuella storlek, kan bero på att det är framförallt djupet och temperaturen som bidrar till en ökad denitrifiering, vilket visat sig vara den bidragande faktorn till en reducerad kvävehalt (Kovacic, et al., 2000; Kynkäänniemi, 2014; Scholz et al., 2016). Sammanfattningsvis kan det utifrån detta arbetes analys inte bekräftas att

våtmarksareans procentuella storlek av avrinningsarean bidrar alternativt inte bidrar till en ökad eller reducerad effekt av TP och TN, utan att även andra faktorer spelar in för de studerade våtmarkerna.

Regressionsanalysen visade dock på ett signifikant samband mellan en ökad exporterad DOC och kvoten mellan våtmarkens och avrinningsområdets area (R^2 : 0,30, p-värde: 0,04). En ökad procentuell andel våtmark av avrinningsområdet leder därmed till en ökad export DOC från våtmarken. Detta kan verka motsägelsefullt då en ökad andel avrinningsområde borde ge upphov till en ökad mängd DOC, men då de flesta våtmarkernas avrinningsområde till stor del består av jordbruk kan det ha bidragit till att det istället för det markbundna kolet i dessa våtmarker är det autoktona kolet som ges möjlighet att öka (Anderson och Stedmon, 2007; Roulet och Moore, 2006). Dock är våtmark 13, som visade sig ha störst procentuell andel våtmark i jämförelse med avrinningsområdet, belägen i skogen. Detta kan innebära att avrinningsområdet har en betydande roll vad gäller markanvändningen, vilket styrker Kritzberg (2017) antaganden. I kontrast till detta finns dock V12, som liksom V13 är belägen i skogen, men som i motsats till V13 visar en reducerad effekt på alla tre variabler. Detta trots att våtmarkens procentuella area var markant mindre än V13. Detta kan då istället innebära att ett högt hydrologiskt flöde är fördelaktigt för reducering av DOC, oavsett markanvändning i avrinningsområdet.

V4, som liksom V13 visade på en ökad export DOC med 58%, hade nästintill en halverad procentuell storlek våtmark av avrinningsområde som V13. Omgivningen bestod till stor del av jordbruk, och därav behövs ett större avrinningsområde för att samma koncentrationsvariationer ska uppnås (Anderson och Stedmon, 2007). Däremot var uppehållstiden i V4 relativt lång (11,6 dagar), vilket kan ha bidragit till att denna våtmark producerat och brutit ner mer växtlighet samt att en ökad koncentration DOC släppt från sedimenten än V13, där uppehållstiden endast var 3 dagar (Anderson och Stedmon, 2007; Diaz et al., 2012). Därmed är det även intressant att analysera uppehållstiden i våtmarken, och vad den kan komma att betyda.

Vattenflöde och uppehållstid

De flesta av våtmarkerna med oregelbunden eller temporär vattenfyllnad visade på export av både näringsämnen och DOC (V5-7, V8, V18). Vid temporär vattenfyllnad stannar flödet så gott som helt mellan översvämningsperioderna, innan de dräneras för ytterligare påfyllnad. Genom att vattnet står nästintill stilla sker ingen mix av botten- och ytvattnet, vilket leder till en syrefattig bottenmiljö som bidrar till en ökad export av fosfor som annars är bunden till sedimenten (Brönmark och Hansson, 2017; Jordan et al., 2003). Dessutom bidrar den långa uppehållstiden och låga flödet till att avdunstning sker i dessa våtmarker, vilket leder till att koncentrationen per volymenhet ökar för varje dag, och därmed även exporten av såväl kväve, fosfor och DOC (Anderson och Stedmon, 2007; Diaz et al., 2012; Kovacic et al., 2000). Det bidrar även

till en autokton uppfyllnad av näringsämnen och DOC, då den långa uppehållstiden och låga syretillförseln innebär att ett större antal växter och bakterier dör och bryts ner till dess att vattnet lämnar våtmarken (Anderson och Stedmon, 2007; Maynard et al., 2014; Scholz et al., 2016). Dessa processer går att se i våtmark 5–7, som i korta perioder fick utså ett högt inflöde av vatten från närliggande jordbruksområden. Detta förklarar även sambandet, eller snarare det icke-existerande sambandet, mellan reduktion och uppehållstid i dessa våtmarker. Trots att de har långa uppehållstider bidrar alla tre till en nettoexport av DOC och TP, och V5-6 även med TN. I kontrast till detta står våtmark 8 och 14, med uppehållstider på 15,5 och 12 dagar vardera, men som till skillnad från V5-7 visar på en övervägande reducerande effekt (V8: TP: -27, TN: -14, DOC: -34; V14: TP: -68, TN: -44 och DOC: -10). Djupet i dessa våtmarker var relativt lågt (0,2 och 0,48m), vilket har visat sig gynnsamt för såväl nitrifiering och denitrifiering av kväve och till viss del DOC, samt för den bakteriella metabolismen (Fennessy et al., 1994; Vymazal, 2007). Våtmark 8 är speciellt intressant, då den mottog varierande storlek på vattenflödet in, men ändå bidrog med en minskad koncentration vid utflödet. Den något sämre reducerande effekten på kväve och fosfor i jämförelse med våtmarker med konstant flöde visar på att vattenflödet fortfarande påverkar våtmarken, men utgången är trots det positiv. Anledningen till att reduktionen inte sker i lika stor utsträckning i dessa våtmarker, kan till stor del bero på att partiklarna inte hinner lägga sig eller brytas ner innan de exporteras från våtmarken (Fennessy et al., 1994; Jordan et al., 2003; Kovacic et al., 2000). Med de kraftiga flödena flyter vid tillfällen det förorenade ytvattnet rätt igenom våtmarken, varpå koncentrationerna blir lika höga som om vattnet skulle komma direkt från avrinningsområdet (Kynkäänniemi, 2014). Trots det, kan resultatet anses styrka att en längre uppehållstid har en positiv inverkan på våtmarkens effekt ur vattenreningssyfte, så länge som den kombineras med ett konsekvent eller någorlunda vattenflöde.

Egna provtagningar

Likt våtmarkerna funna i litteraturöversikten, skiljer sig mina egna provtagningar åt. Provplats 1 och 2 visar på ökade koncentrationer av såväl vattenfärg som kväve, till skillnad från provplats 5 och 6 som båda två agerar som ett filter för båda dessa variabler. Vad som är intressant är att likväl prov 5 som prov 6 är belägna i skogsområden mer norrut i landet, och 4 i södra Sverige. Provpunkt 4 visade på en minskning i totalkväve, men en stor ökning i vattenfärg (74%). Dessa resultat kan implicera att placeringen av våtmarken kan ha en betydande inverkan på dess effekt. Även markanvändningen kan antydhas ha en betydande roll, där våtmarkerna verkar kunna behandla avrinning från olika habitattyper mer eller mindre bra (Kundu et al., 2017). Emellertid, då mina provtagningar sker på en liten skala, krävs ytterligare studier inom just dessa områden för att se om så verkligen är fallet. Det är även viktigt att poängtera att trots dessa våtmarkers förmåga att effektivt rena det avrinnande vattnet,

mättes varken flödes hastigheten eller fosforhalten i vattenproverna, vilket hade kunnat ge en annan infallsvinkel mer jämförbar med de studerade våtmarkerna. Trots detta visar ändå detta resultat att en potentiellt hög förändringsfaktor skulle kunna uppnås, och är en relevant morot för framtida studier där våtmarkers filtrerande förmåga, placering och områdets markanvändning studeras vidare.

Potentiella felkällor

Att artiklarna behandlar olika tidsintervall kan ha bidragit till en viss skevhet i resultatet, då det är under sommaren och hösten (april-september) tillväxt sker, såväl utanför som i våtmarken. Vegetationen, tillsammans med högre temperaturer under sommaren, bidrar till en reducerad kvävehalt genom assimilation och en ökad denitrifieringsprocess (Kovacic et al., 2000; Scholz et al., 2016). Detta bidrar även till en reduktion i DOC-halten, då en tillgänglighet av DOC krävs av de denitrifierande bakterierna (Scholz et al., 2016). Under vår och vinter däremot sker stora export av kväve, då de svala temperaturerna och de mörka dygnen istället hämmar denitrifikationen (Kovacic et al., 2000, Scholz et al., 2016). Detta borde bidra till att de våtmarker som studerades endast under tillväxtmånaderna har en lägre koncentration vid utloppet, i jämförelse med de som även studerades under vår och vinter, som istället borde visa sig ha en genomsnittlig högre. De våtmarker som studerats under sex månader är V1-7, V9-11 samt V13. Bortsett från våtmark 5-7 kan detta verka stämma, då resterande åtta våtmarker visar på en minskning av TP och TN, och i de flesta fall även till DOC. Tre av dessa åtta visar dock på en ökad export av DOC (V4, V11 och V13), vilket kan bero på en ökad autokton uppkomst av kol, eller en ökad procentandel skogsområde i avrinningsområdet (V13). Stora utlopp av näringsämnet kan dock även ske på sommaren, då långvariga varma perioder gör att våtmarken torkar ut, och därmed omvandlas till en källa för export av DOC och kväve (Emmett et al., 1994, Kovacic 2006). När vatten tillsätts efter en torr period, antingen i form av regn eller via dränering, ökar koncentrationen snabbt såväl inuti våtmarken som i det exporterande vattnet (Kovacic et al., 2006). Att genomföra studier endast under de 6 tillväxtmånaderna skulle med andra ord kunna ge ett lika varierat resultat som ifall man spred ut studierna jämt under året.

Slutsats

Allt detta mynnar ut i en och samma slutsats: våtmarkers förmåga att reducera såväl näringsämnen som vattenfärg varierar, både när det gäller parametrarna var för sig eller tillsammans. Våtmarkens placering, den omgivande markanvändningen, dess procentuella storlek i förhållande till avrinningsarean och vattenflöde in i såväl som inuti är alla parametrar som visat sig bidra till en mer eller mindre optimerad våtmark ur vattenreningssyfte. På grund av framtida ökning i såväl temperatur som nederbörd (Larsen et al., 2011), är dessa parametrar inte bara intressanta att studera, utan också viktiga. Hur de hänger samman, och i vilken grad de påverkar våtmarkens effekt, är dock något som kräver ytterligare forskning. Det kommer även i framtida studier vara viktigt att studera fler komponenter, så som vattnets järnhalt, vegetation, jordart och pH, då alla dessa har visat sig bidra på något vis till en ökad brunifiering av vattendragen (Ekström et al., 2011; Granéli, 2012; Kritzberg, 2017; Kritzberg och Ekström, 2012). Detta för att skapa en större förståelse kring optimerad användning av våtmarker för renare vattendrag som värnar såväl människan som naturen.

Tack

Jag vill ägna ett stort tack till min handledare, Lars-Anders Hansson, som trots motgångar och missar ständigt haft humöret på topp och som uppmuntrat mig när jag känt mig som allra lägst. Jag vill även rikta ett tack till min grupphandledare, Anders Persson, som sporrat mig att hela tiden gå ett steg extra, eftersom han tyckt att jag har kunnat.

Jag vill även passa på att tacka syster och vän, Julia Almén, som alltid trott på mig, även när jag inte själv gjort det.

Referenser

Vetenskapliga artiklar:

- Anderson, N.J., Stedmon, C.A. (2007). The effect of evapoconcentration on dissolved organic carbon concentrations and quality in lakes of SW Greenland. *Freshwater Biology*. 52. 280-289.
- Bernot, M.J., Tank, J.L., Royer, T.V., David, M.B. (2006). Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology*. 51. 499-509.
- Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.G.B., 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.
- Codd, G.A. (2000). Cyanobacterial toxins, the precipitation of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*. 16:1. 51-60.
- Chow, A.T., Dahlgren, R.A., Harrison, J.A. (2007). Watershed sources of disinfection byproduct precursors in the Sacramento and San Joaquin rivers, California. *Environmental Science & Technology*. 41:22. 7645-7652.
- Díaz, J.F., O'Geen, A.T., Dahlgren, R.A. (2012). Agricultural removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agricultural Water Management*. 104. 171-183.
- Emmett, B.A., Hudson, J.A., Coward, P.A., Reynolds, B. (1994). The impact of riparian wetland to streamwater quality in recently afforested upland catchment. *Journal of Hydrology*. 162. 337-353.
- Ekström, S.M., Kritzberg, E.S., Kleja, D.B., Larsson, N., Nilsson, P.A., Granéli, W. (2011). Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water. *Environmental Science & Technology*. 45:11. 4733-4739.
- Evans, C.D. och Monteith D.T, Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*. 137. 55-71.
- Fennessy, M.S., Brueske, C.C., Mitsch, W.J. (1994). Sediment deposition patterns in restored freshwater wetlands using sediment traps. *Ecological Engineering*. 3. 409-428.
- Fischer, J. och Acreman, M.C. (2004). Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*. 8:4. 673-685.
- Granéli W. (2012) Brownification of lakes. I: *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs* (Eds L. Bengtsson, R. Herschy & R. Fairbridge), 117-119. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Granéli, W., Lindell, M., Tranvik, L. J. (1996). Photo-oxidative production of dissolved inorganic carbon in lakes of different humic content. *Limnology and Oceanography*. 41. 698-706.
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, A.P., Åbjörnsson, K. (2005). Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater biology*. 50. 705-714
- Jordan, T.E., Whingham, D.F., Hofmockel, K.H., Pittek, M. (2003). Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*. 32. 1534-1547.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L., Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*. 460. 506–509
- Koskiaho, J. (2003). Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetlandponds. *Ecological Engineering*. 19. 325-337.
- Kovacic, D. A., David, M. B., Gentry, L. E., Starks, K. M., Cooke, R. A. (2000). Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *Journal of Environmental Quality*. 29:4. 1262–1274.
- Kovacic, D. A., Twait, R. M., Wallace, M. P., and Bowling, J. M. (2006). Use of created wetlands to improve water quality in the Midwest-Lake Bloomington case study. *Ecological Engineering*. 28. 258–270
- Kritzberg, E.S., Ekström, S.M. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters- a factor behind brownification? *Biogeosciences*. 9. 1465-1478.
- Kritzberg, E.S. (2017). Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters*. 2. 105-112.
- Kundu, M.C., Biswas, T.D.P.K., Mondal, S., Ghosh, G. (2017). Effect of different land uses on soil carbon in new alluvial belt of west Bengal. *International Journal of Bio-resource, environment and agricultural science*. 3:2. 517-520.
- Kynkäänniemi, P. (2014). Small wetland designed for phosphorous retention in Swedish Agricultural Areas. Diss., SLU Uppsala.
- Larsen, S., Andersen, T., Hessen, D.O. (2011). Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. *Global Change Biology*. 17. 1186-1192.
- Maynard, J.J., Dahlgren, R.A., O'Geen, A.T. (2014). Autochthonous and allochthonous carbon cycling in a eutrophic flow-through wetland. *Wetlands*. 34. 285-296.
- Mudarra, M., Andreo, B., Baker, A. (2011). Characterisation of dissolved organic matter in karst spring waters using intrinsic fluorescence: Relationship with infiltration processes. *Science of the Total Environment*. 409. 3448-3462.
- O'Geen, A.T., Maynard, J.J., Dahlgren, R.A. (2007). Efficacy of constructed wetlands to mitigate non-point source pollution from irrigation tailwaters in the San Joaquin Valley, California, USA. *Water Science & Technology*. 55:3. 55-61.
- Pace, M. L., och Cole, J. J., (2002). Synchronous variation of dissolved organic carbon and color in lakes. *Limnology and Oceanography*. 47. 333–342.
- Rengefors, K., Heiberg, L. (2007). Water chemistry analyses. Baserad på Water Chemistry Analyses, Uppsala Universitet 1995. Lund Universitet.
- Roulet, N. och Moore, T.R. (2006). Browning the waters. *Nature*. 444. 283-284.

- Scholz, C., Jones, T.G., West, M., Ehbair, A.M.S., Dunn, C., Freeman, C. (2016). Constructed wetlands may lower inorganic nutrient inputs but enhance DOC loadings into a drinking water reservoir in North Wales. *Environmental Science and Pollution Research*. 23. 18192-18199.
- Von Einem, J., Granéli, W. (2010). Effect of fetch and dissolved organic carbon on epilimnion depth and light climate in small forest lakes in southern Sweden. *Limnology and Oceanography*. 55:2. 920-930.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 380. 48-65.
- Williamson, C. E., Overholt, E. P., Pilla, R. M., Leach, T. H., Brentrup, J. A., Knoll, L. B., Mette, E. M., Moeller, R. E. (2015). Ecological consequences of longterm browning in lakes. *Scientific Reports*. 5:1. 1-10.

Tryckta källor:

- Brönmark, C. och Hansson L.-A. (2017). *The biology of lakes and ponds*. 3. uppl. Oxford: Oxford University Press.

Elektroniska källor:

- Jordbruksverket. (2019a).
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruksverket/overgodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html> [Hämtat 2019-05-13]
- Jordbruksverket. (2019b).
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/stodilandsbygdsprogrammet/miljoinvesteringar/vatmarkerochdammar.4.6ae223614dda2c3dbc473c9.html> [Hämtat 2019-05-13]
- Proposition 2004/05:150. Svenska miljömål – Ett gemensamt uppdrag. [Elektronisk]. Stockholm: Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/proposition/svenska-miljomal---ett-gemensamt-uppdrag_GS03150 [Hämtat 2019-05-14].
- Rosengren, F. (2019). *Biologi och Miljövetenskap: Litteraturoversikt: Guide*.
<http://libguides.lub.lu.se/litteraturoversikt> [Hämtad 2019-04-15]
- Sveriges Miljömål. (2018a). *Levande sjöar och vattendrag*.
<http://sverigemiljomal.se/miljomalen/levande-sjoar-och-vattendrag/> [Hämtad 2019-05-14]
- Sveriges Miljömål. (2019). *Sveriges miljömål*. <http://sverigemiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sveriges-miljomal/> [Hämtad 2019-05-14]