

# Kväveavskiljning i multifunktionella våtmarker i ett förändrat klimat

Josefin Nilsson, Stefan Weisner,  
Antonia Liess



RAPPORT 7147 | APRIL 2024

# Kväveavskiljning i multifunktionella våtmarker i ett förändrat klimat

av Josefin Nilsson, Stefan Weisner och Antonia Liess

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7147-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Josefin Nilsson



# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Optimering av våtmarker för vattenretention och multipla ekosystemtjänster”. Projektet är ett av åtta projekt som genomförts inom forskningssatsningen Våtmarkers ekosystemtjänster.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Formas stödja forskning som kunde stärka möjligheterna att på bästa sätt restaurera och anlägga våtmarker i landskapet för att skapa så stor nytta som möjligt för ekosystemen. Projektet har finansierats med medel från Formas men har administrerats av Naturvårdsverket.

Rapporten har skrivits av Josefin Nilsson, Stefan Weisner och Antonia Liess, alla från Högskolan i Halmstad.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Karin Tonderski (Linköpings universitet) samt för praktisk relevans av Jenny Lonnstad (Naturvårdsverket).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i april 2024

Marie Uhrwing  
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Summary</b>	7
<b>1. Inledning</b>	9
1.1 Kväveavskiljning i våtmarker	9
1.2 Ytterligare ekosystemtjänster	10
1.3 Effekter av klimatförändringar	11
1.4 Rapportens syfte och mål	12
<b>2. Metod</b>	13
2.1 Analyser och beräkningar	14
2.2 Fältstudie	15
2.3 Experimentstudie	17
2.4 Litteraturoversikt	21
<b>3. Resultat och diskussion</b>	22
3.1 Kväveavskiljning i ett framtida klimat	22
3.2 Kväveavskiljning och flödesbuffring	25
3.3 Multifunktionalitet i våtmarker	27
<b>4. Slutsats</b>	30
<b>5. Källhänvisning</b>	31

# Sammanfattning

Anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet är en viktig del i arbetet med att minska övergödningen av vattendrag, sjöar och kustnära hav. Genom att avskilja kväve och fosfor från jordbruksmarkens avrinning bidrar våtmarker till minskade näringstransporter till akvatiska ekosystem. Kväveavskiljning i våtmarker påverkas av en rad olika faktorer. Växtlighet i våtmarker spelar en viktig roll genom att skapa gynnsamma förhållanden för de mikroorganismer som står för den huvudsakliga kväveavskiljningen. Dessutom påverkar våtmarkens placering och utformning hur mycket kväve som kan avskiljas. En våtmark som ska avskilja stor mängd kväve bör placeras där kvävebelastningen är hög, vilket ofta är nedströms intensivt odlad åkermark.

Med pågående klimatförändringar blir somrarna allt torrare och risken att intensiva regn orsakar mycket kraftiga vattenflöden ökar. I framtiden kan det bli så att våtmarker mottar den huvudsakliga delen av årets vattenflöde och kväveavrinning under vinterhalvåret när kväveavskiljningen är mindre effektiv på grund av lägre temperaturer. Dessutom blir det värdefullt om våtmarker i högre utsträckning än idag kan utformas för att dämpa kraftiga vattenflöden i samband med intensiva regn. Med ett förändrat klimat behöver vi därför ökad förståelse för hur

1. kraftigare årstidsvariationer i vattenflöden kan komma att påverka kväveavskiljningen i våtmarker,
2. utformning av våtmarker för ökad flödesbuffring kan påverka kväveavskiljningen,
3. hög kväveavskiljning kan uppnås samtidigt som även andra ekosystemtjänster levereras.

Genom en fältstudie, en experimentstudie och delar av en litteraturöversikt uttröns effekterna av torrare somrar och ökad flödesbuffring på kväveavskiljningen i anlagda våtmarker, samt de synergi- och avvägningseffekter som kan uppstå mellan kväveavskiljning och andra ekosystemtjänster.

I fältstudien jämförde vi kväveavskiljningen i anlagda våtmarker som hade låga sommarflöden med sådana som hade mer jämnt fördelat vattenflöde över året. Effekten av årstidsvariationer i vattenflöde visade sig vara mindre påtaglig än vi hade väntat oss. På årsbasis var det ingen märkbar skillnad i kväveavskiljning mellan de våtmarker där flödet avtog under somrarna och de våtmarker som hade stabilare flöde året om. För att uppnå hög kväveavskiljning var en hög årlig kvävebelastning, våtmarkens form och mycket övervattensväxter i våtmarken viktigare än under vilken årstid våtmarken mottog mest kväve. Detta indikerar att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan fortsätta att fungera väl för kväveavskiljning även om klimatförändringar leder till torrare somrar i framtiden.

Experimentstudien belyser möjligheten att med bibehållen kväveavskiljning kunna utforma våtmarker för att i högre grad buffra kraftiga vattenflöden genom att de fylls med vatten vid höga flöden och töms vid låga flöden. Experimentstudien visar att en nyckelaspekt för en lyckad kombination av kväveavskiljning och ökad flödesbuffring är att vatten som tillförts våtmarken vid höga flöden hålls kvar i våtmarken tillräckligt länge vid efterföljande lågflödesperiod för att en effektiv kväveavskiljning ska hinna ske. Experimentstudien kunde inte påvisa att växthusgasutsläpp (lustgas och metan) från våtmarker påverkas av att de utformas för flödesbuffring.

Innan resultaten av detta experiment implementeras i storskaliga våtmarker behöver effekterna av stora vattenståndsfuktuationer på våtmarkers olika ekosystemtjänster och biologisk mångfald klarläggas ytterligare.

Litteraturoversikten visade att det finns utmaningar när våtmarker anläggs med flera syften, alltså ska fungera multifunktionellt. Det finns egenskaper hos våtmarker och omgivande landskap som kan gynna vissa ekosystemtjänster medan andra missgynnas. Exempelvis så ger en våtmarksplacering med hög närings-tillförsel (kväve och fosfor) möjligheter till hög näringsavskiljning, samtidigt som det kan ge hög produktion av växthusgaser i våtmarken. Hög näringstillgång är dessutom ofta inte optimalt för biologisk mångfald i en våtmark. För att verkligen uppnå multifunktionalitet krävs våtmarkslandskap, det vill säga landskap där flera typer av våtmarker ingår. Om varje enskild våtmark uppfyller sitt specifika huvudsyfte kan de tillsammans bilda ett multifunktionellt våtmarkslandskap där kväve avskiljs samtidigt som andra ekosystemtjänster levereras. Enskilda våtmarker kan dock också vara multifunktionella. Exempelvis så bidrar våtmarker som anlagts för kväveavskiljning till en ökad biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Detta projekt visar också på möjligheten att flödesbuffrande våtmarker även kan bidra till kväveavskiljning.

Sammanfattningsvis så kan, även i ett framtida klimat med förändrade hydrologiska mönster, hög kväveavskiljning uppnås genom välplanerad placering och utformning av anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet. Det är även möjligt att utforma våtmarker för ökad flödesbuffring med bibehållen kväveavskiljning. För att flödesbuffrande våtmarker ska kunna dämpa översvämningar i betydande grad, behöver de dock bli väsentligt större än vad anlagda våtmarker vanligtvis är idag. Genom att utöver enskilda våtmarker också fokusera på hela våtmarkslandskap kan leverans av multipla ekosystemtjänster enklare uppnås än om fokus endast ligger på en specifik våtmark. Även om klimatet förändras verkar således våtmarkers och våtmarkslandskaps förmåga att reducera övergödningseffekter och tillhandahålla andra viktiga ekosystemfunktioner kunna bestå.

# Summary

Created wetlands in agricultural landscapes are an important measure in addressing eutrophication of streams, lakes, and coastal zones. By removing nitrogen from agricultural runoff, wetlands contribute to reduced nutrient transports to aquatic ecosystems downstream. Nitrogen removal in wetlands is influenced by several different factors. Vegetation plays a crucial role by creating a favourable environment for those microorganisms responsible for most nitrogen removal. In addition, the location and design of wetlands affect the amount of nitrogen that can be removed. A wetland created for nitrogen removal should be elongated in shape and placed where the nitrogen load is highest, in general downstream of intensively farmed agricultural land.

With ongoing climate change, summers are becoming drier and the risk of intense rainfall causing high flow events is increasing. In the future, wetlands may therefore receive most of their annual water flow and nitrogen load during the cold months of the year, when nitrogen removal is less efficient due to low temperatures. Moreover, it will be beneficial if wetlands can be designed to reduce flow peaks after intense rainfall events. Thus, the climatic changes necessitate a better understanding of how

1. stronger seasonal flow variations may affect nitrogen removal,
2. wetland design for increased water buffering capacity can affect nitrogen removal,
3. high nitrogen removal can be achieved at the same time as other ecosystem services are provided.

Through a field study, an experiment, and parts of a literature review, we explore the effects of drier summers and increased water buffering capacity on nitrogen removal in created wetlands, as well as the potential synergies and trade-offs that can arise between nitrogen removal and other ecosystem services.

In the field study, we compared the nitrogen removal in created wetlands with low summer flows to those with more stable flows throughout the year. The effect of hydrological regime was less pronounced than expected. There was no noticeable difference in annual nitrogen removal between wetlands with decreased flow rates during summers and those with more seasonally stable flow rates. To achieve high nitrogen removal, a high nitrogen load, wetland shape, and a lot of emergent vegetation in the wetland were more important than during which season the wetland received the highest nitrogen load. This suggests that created wetlands in agricultural areas can continue to efficiently remove nitrogen even if climatic changes lead to drier summers in the future.

The experimental study highlights the possibility of adapting wetlands to increase their capacity to buffer water flows while maintaining high nitrogen removal, by filling wetlands during high flow periods and releasing water during low flow periods. Further, the experiment shows that a key aspect for a successful combination of nitrogen removal and increased flow buffering capacity is to retain the water entering the wetland during a high flow period sufficiently long inside the wetland during the following low flow period for effective nitrogen removal to happen. The experimental study did not show any effect of wetland design for



increased flow buffering capacity on greenhouse gas emissions (laughing gas and methane) from the wetlands. Before the results of this study are implemented in large scale wetlands, the effects of strong water level fluctuations on different wetland ecosystem services and biodiversity need to be further clarified.

The literature review identified challenges arising when wetlands are created to fulfil several functions, that is when wetlands are multifunctional. Certain wetland or landscape characteristics can favour the delivery of some ecosystem services while being disadvantageous for others. For example, placement of wetlands where nutrient (nitrogen and phosphorus) loads are high promotes nutrient removal but may lead to increased greenhouse gas emissions from the wetlands. Additionally, high nutrient availability is not always optimal to promote wetland biodiversity. To truly achieve multifunctionality, entire wetland landscapes containing multiple wetland types are needed. If each individual wetland fulfils its specific primary purpose, they can together form a multifunctional wetland landscape where multiple ecosystem services, including nitrogen removal, are delivered. However, even individual wetlands can to a certain extent be multifunctional. For example, wetlands created for nitrogen removal contribute to increased biodiversity in the agricultural landscape. In addition, this project highlights the possibility of wetlands created for flow buffering to also contribute to nitrogen removal.

In summary, high nitrogen removal can be achieved through well-planned placement and design of wetlands in agricultural landscapes, even in a future climate with changed hydrological conditions. It is also possible to design wetlands for high buffering capacity while maintaining high nitrogen removal. However, if wetlands designed to buffer water flows should significantly reduce downstream flood risk, they need to be much larger than created wetlands usually are. By focusing not only on individual wetlands but also on entire wetland landscapes, the delivery of multiple ecosystem services may be more easily achieved than if the focus is solely on one specific wetland. Thus, even though the climate is changing, the ability of wetlands and wetland landscapes to reduce eutrophication and provide other crucial ecosystem functions seems to persist.

# 1. Inledning

Övergödning, när akvatiska ekosystem som sjöar, vattendrag eller kustnära havsområden blir överberikade med näringsämnen, är ett av våra stora miljöproblem. Förhöjda nivåer av näringsämnen, i synnerhet kväve (N) och fosfor (P), kan ha allvarliga ekologiska konsekvenser med stark negativ påverkan på både djur och människor. Exempel på sådana konsekvenser är återkommande giftiga algbloomningar och syrebrist i vattnet (Diaz & Rosenberg, 2008; O'Neil et al., 2012). Över tid har övergödning blivit ett alltmer utbrett problem (Le Moal et al., 2019) och i dagsläget finns påverkade vattenmiljöer världen över (Smith, 2003; Malone & Newton, 2020).

Tillförsel av kväve till vattenmiljöer härstammar till stor del från jordbruk (Withers et al., 2014; Beusen et al., 2016), i synnerhet där riklig användning av gödningsmedel förekommer (Carpenter et al., 1998). En del av kvävet som tillförs åkrar absorberas inte av grödorna utan transporteras bort med regnvatten (Goulding, 2000; Giordano et al., 2021) och vidare till nedströms vattendrag (Juston et al., 2016; Djodjic et al., 2021). Dessa kvävetransporter är en orsak till övergödning, särskilt i kust- och havsmiljöer (Howarth & Marino, 2006; Elser et al., 2007). Om ytterligare övergödning ska förhindras måste kvävetransporterna minskas, bland annat genom anläggning av våtmarker.

Våtmarker är produktiva ekosystem som gynnar många växt- och djurarter (Ramsar, 2007). Även människor gynnas av våtmarkers förmåga att leverera en mängd olika ekosystemtjänster (Davidson et al., 2019), det vill säga de fördelar som människor får från ekosystem (MEA, 2003). Till dessa ekosystemtjänster räknas bland annat förmågan att mildra effekterna av övergödning, klimatförändringar, översvämningar och torka (de Groot et al., 2002; Xu et al., 2020). Eftersom stora arealer av naturliga våtmarker har försvunnit de senaste århundradena (Junk et al., 2013; Fluet-Chouinard et al., 2023), anläggs och restaureras nu våtmarker för att återskapa dessa förlorade ekosystem. Rapporter från hela världen visar på lyckade leveranser av ekosystemtjänster från anlagda våtmarker (t.ex. Jenkins et al., 2010; Blackwell & Pilgrim, 2011; Natuhara, 2013). I Sverige har omfattande anläggning av våtmarker i jordbrukslandskapet, ofta med huvudsyfte att avskilja näringsämnen från avrinningsvatten (Brandt et al., 2009; Geranmayeh et al., 2023), minskat näringsämnestransporter till havet (Weisner et al., 2015) och därigenom bidragit till att motverka övergödningen.

## 1.1 Kväveavskiljning i våtmarker

Våtmarkers förmåga att avskilja kväve från vatten har gjort anläggning och restaurering av våtmarker i jordbruksområden till en etablerad åtgärd mot övergödning även internationellt (t.ex. Audet et al., 2020; Crumpton et al., 2020; Xia et al., 2020). I avrinning från åkermark förekommer kväve huvudsakligen i form av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) från gödningsmedel (Howarth et al., 1996; Lawniczak et al., 2016). Nitrat avskiljs i våtmarker främst genom denitrifikation, en mikrobiell process där  $\text{NO}_3^-$  löst i vattnet omvandlas till kvävgas ( $\text{N}_2$ ) i atmosfären (Xue et al., 1999; Kadlec, 2012).

Många olika faktorer påverkar omfattningen av denitrifikation och kväveavskiljning i anlagda våtmarker. Denitrifierande mikroorganismer behöver biotillgängligt

organiskt kol och ytor i vattnet på vilka biofilm kan bildas (Bastviken et al., 2003; Toet et al., 2003). Vegetation, i synnerhet ansamlingen av levande och dött växtmaterial i våtmarken, ger både organiskt kol och ytor, och gynnar därför kväveavskiljning (Brix, 1997; Kadlec & Wallace, 2009).

Kväveavskiljningen kan variera avsevärt mellan våtmarker belägna i olika delar av ett jordbrukslandskap. Effekten kan mätas som absolut kväveavskiljning (mängd avskilt kväve, ofta uttryckt per våtmarksyta) eller relativ kväveavskiljning (mängd avskilt kväve i proportion till mängd inkommande kväve). Hög absolut kväveavskiljning uppnås med hög kvävekoncentration och kvävebelastning (Land et al., 2016; Weisner et al., 2016), och främjas därför generellt i våtmarker belägna nedströms från åkermark där stora volymer kväverik avrinning kan tas emot (Zedler, 2003; Tomer et al., 2013). Relativ kväveavskiljning blir dock låg i våtmarker med hög kvävebelastning per våtmarksyta (Fisher & Acreman, 2004; Crumpton et al., 2020). Men eftersom det är den totala mängden kväve, snarare än den relativa, som har betydelse för hur mycket övergödningen kan minskas i nedströms vatten (Smith, 2003; Jeppesen et al., 2011), bör områden med hög kvävebelastning prioriteras vid anläggning och restaurering av våtmarker med syfte att minska övergödning.

Hydraulisk effektivitet är ett mått på i vilken utsträckning inkommande vatten fördelas i hela våtmarken (Persson et al., 1999). Hög hydraulisk effektivitet främjar kväveavskiljning (Kadlec, 2005; Wörman & Kronnäs, 2005) genom att öka kontakten mellan det genomströmmande vattnet och biofilmer med denitrifierande mikroorganismer. En våtmarks hydrauliska effektivitet ökar generellt sett med ett större längd-bredd-förhållande (Persson & Wittgren, 2003) och mindre vattendjup (Holland et al., 2004; Liu et al., 2016). Grunt vatten gynnar också utvecklingen av övervattensvegetation (t.ex. Coops et al., 1996; Vretare et al., 2001), vilket ger förutsättningar för hög denitrifikation (Weisner & Thiere, 2010). Lämplig form på våtmarker som ska avskilja kväve är således långsmal och med relativt litet djup.

I tempererade klimat varierar kväveavskiljningen över året. Denitrifikation är temperaturberoende och gynnas av högre temperaturer (Bachand & Horne, 2000; Hernandez & Mitsch, 2007), vilket gör att avskiljningen vanligtvis når sin topp under varma somrar (Spieles & Mitsch, 2000; Bastviken et al., 2009). Årstidsvariationer i kväveavskiljning påverkas dessutom av cykler i växters tillväxt och nedbrytning (Kadlec & Reddy, 2001), liksom av säsongsmässiga hydrologiska mönster (Tanner & Kadlec, 2013). Klimatförändringar kan därför förväntas påverka förutsättningarna för kväveavskiljning i våtmarker.

## 1.2 Ytterligare ekosystemtjänster

Intresset för multifunktionella våtmarker, som levererar flera olika ekosystemtjänster, har ökat på senare år (Acreman et al., 2011; Baylan & Karadeniz, 2018). Interaktioner mellan olika ekosystemtjänster kan dock vara svåra att utvärdera på grund av komplexa samband (Bennett et al., 2009; Boughton et al., 2019). Försök att uppnå multifunktionalitet i enskilda våtmarker kan leda till samverkande eller motverkande effekter mellan olika ekosystemtjänster, och det finns en generell brist på kunskap kring de många möjliga utfallen.

Stora våtmarker kan motverka översvämningar genom att sänka flödes hastigheten och hålla kvar vatten vid högflöden (Acreman & Holden, 2013; Wu et al., 2020). Om en anlagd våtmark utformas så att den töms på vatten vid lågflöden ökar

dess kapacitet för flödesbuffring, det vill säga dess förmåga att fånga upp och hålla kvar vatten som tillförs vid nästa höga flöde. På så sätt kan vattenflöden nedströms utjämnas, och om våtmarken är tillräckligt stor kan översvämningar undvikas eller mildras (Tang et al., 2020a). I jordbruksområden kan intensiva regn öka kvävetransporter från odlingsmark till vattendrag (Jiang et al., 2010; Vaughan et al., 2017), vilket skulle kunna innebära att kväveavskiljning kan kombineras med flödesbuffring (Jessop et al., 2015). Med ökad kapacitet för flödesbuffring skulle anlagda våtmarker i större utsträckning kunna hålla kvar kväverikt avrinningsvatten som tillförs vid höglöden, vilket bör främja kväveavskiljning. Det finns dock stora osäkerheter och behov av ytterligare forskning gällande möjligheterna att samtidigt främja leveransen av båda dessa ekosystemtjänster i våtmarker (Thorslund et al., 2017).

### 1.3 Effekter av klimatförändringar

Klimatförändringar kan påverka kväveavskiljning i anlagda våtmarker på flera sätt, till exempel genom förändrad hydrologi i jordbrukslandskapet. Den globala uppvärmningen intensifierar det globala vattenkretsloppet, med ökad nederbörd och avdunstning som resultat (Huntington, 2006; Sohail et al., 2022). I den norra tempererade zonen kan detta förstärka årstidsvariationer i avrinning och kvävetransporter, genom minskade transporter under somrar och ökade transporter under vintrar (Pilling & Jones, 2002; Moore et al., 2008). Dessutom leder klimatförändringar till ökad risk för översvämningar i många delar av världen (Forzieri et al., 2016; Kreibich et al., 2022) och till att intensiva regn under annars torra somrar blir allt vanligare (Kendon et al., 2014; Rousi et al., 2021). Inom en snar framtid kommer troligen en större del av den årliga kväveavrinningen från jordbruksmark i Sverige att ske under årets kallare månader när potentialen för kväveavskiljning i våtmarker är lägre, samt under episoder med intensiv nederbörd även under sommarhalvåret. Effekterna på kväveavskiljning i anlagda våtmarker av att vattenflöden varierar över året är dock inte fullt förstådda (Land et al., 2016).

Globala förändringar i klimatförhållanden, exempelvis stigande vattentemperaturer, förvärrar dessutom övergödning och dess negativa konsekvenser (Rabalais et al., 2009). Övergödning kan även leda till ökade utsläpp av växthusgaser som lustgas ( $N_2O$ ), metan ( $CH_4$ ) och koldioxid ( $CO_2$ ) från vattenmiljöer (Moss et al., 2011; Meerhoff et al., 2022). Större hydrologiska variationer kan också resultera i ökade utsläpp av  $N_2O$ , vars produktion stimuleras av fluktuerande vattennivåer (Hernandez & Mitsch, 2006; Jørgensen & Elberling, 2012). På grund av sambanden mellan övergödning och klimatförändringar kommer anlagda våtmarker som avskiljer näringsämnen fortsatt att vara viktiga inslag i jordbrukslandskapet. Men effekterna av klimatförändringar på kväveavskiljning och andra biogeokemiska processer i våtmarker behöver klarläggas.

## 1.4 Rapportens syfte och mål

Målet med denna rapport är att öka kunskapen om våtmarkers möjligheter att leverera olika ekosystemtjänster i en framtid präglad av klimatförändringar. Rapportens huvudfokus ligger på kväveavskiljning i anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet. Utifrån det undersöks effekterna av sommartorka, utformning av våtmarker för flödesbuffring samt interaktioner med andra ekosystemtjänster. Syftet med rapporten är att besvara tre forskningsfrågor.

1. Vilken effekt har hydrologisk regim (torra respektive blöta somrar) på kväveavskiljning i anlagda jordbruksvåtmarker?
2. Hur påverkas kväveavskiljningen av att våtmarker utformas för att öka kapaciteten för flödesbuffring?
3. Går det att kombinera hög kväveavskiljning med andra ekosystemtjänster i anlagda våtmarker?

## 2. Metod

Inom detta projekt har en fältstudie, en experimentstudie och delar av en litteraturöversikt genomförts. Två av dessa har publicerats vetenskapligt och en är inskickad till en vetenskaplig tidskrift för publicering. I denna rapport hänvisas dessa studier till som Nilsson et al. (2023), Nilsson et al. (inskickad) samt Hambäck et al. (2023). Alla tre studier ingår i en doktorsavhandling, Nilsson (2023). Fullständiga referenser till ovannämnda verk listas nedan. Övrig kommunikation inom projektet listas i den bilaga som tillhör rapporten.

Nilsson, J.E., Weisner, S.E.B. & Liess, A. (2023) Wetland nitrogen removal from agricultural runoff in a changing climate. *Science of the Total Environment*, **892**:164336.

Nilsson, J.E., Audet, J., Ehde, P.M., Weisner, S.E.B. & Liess, A. Multifunctional wetlands can efficiently remove nitrogen while reducing flood risk. *Inskickad för publicering*.

Hambäck, P.A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., Collentine, D., Destouni, G., Futter, M., Hugelius, G., Hedman, S., Jonsson, S., Klatt, B.K., Lindström, A., Nilsson, J.E., Pärt, T., Schneider, L.D., Strand, J.A., Urrutia-Cordero, P., Åhlén, D., Åhlén, I. & Blicharska, M. (2023) Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue. *Science of the Total Environment*, **862**:160746.

Nilsson, J.E. (2023) Nitrogen Removal in Created Wetlands: Considerations – Challenges – Possibilities. *Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 2302*. Uppsala: Acta Universitatis Upsaliensis. ISBN 978-91-513-1886-8.

Fältstudien, Nilsson et al. (2023), behandlar våtmarkers kväveavskiljning i ett förändrat klimat, och utgår från data insamlad från anlagda våtmarker i jordbrukslandskap i södra Halland och i Kalmar län. I experimentstudien, Nilsson et al. (inskickad), kombinerades kväveavskiljning med ökad flödesbuffringsförmåga i en experimentell våtmarksanläggning, belägen i Halland. Studielokalernas placering visas i figur 1.



Figur 1. Karta av södra Sverige förstordad från en Europakarta, med studielokaler markerade. Placeringen av den experimentella våtmarksanläggningen är markerad med en svart prick och vita prickar visar de anlagda våtmarkerna. Figur modifierad från Nilsson et al. (2023).

## 2.1 Analyser och beräkningar

Provtagningar och analyser utfördes enligt standardmetoder. Koncentrationer av totalkväve (tot-N) och  $\text{NO}_3\text{-N}$  i vattenprover från våtmarkernas inlopp och utlopp mättes i laboratoriet vid Högskolan i Halmstad (prover från våtmarksanläggningen och anlagda våtmarker på västkusten) eller av det ackrediterade kommersiella laboratoriet SYNLAB (prover från anlagda våtmarker på östkusten). Koncentrationer av  $\text{NO}_3\text{-N}$  bestämdes genom flödesinjektionsanalys med spektrofotometrisk detektion (standard SS-EN ISO 13395), och koncentrationer av tot-N genom flödesinjektionsanalys (standard SS-EN ISO 11905-1) eller förbränning och kemiluminescerande detektion (standardmetoder i APHA, 1998). Koncentrationer av  $\text{CH}_4$  och  $\text{N}_2\text{O}$  användes för att uppskatta diffusa emissioner av  $\text{CH}_4$  och  $\text{N}_2\text{O}$  från våtmarkerna. Gasutrymmeskoncentrationer mättes i enlighet med McAuliffe (1971) i laboratorium vid Århus universitet och omvandlades till vattenkoncentrationer enligt Henrys lag.

Kväveavskiljning kvantifierades och uttrycktes som absolut kväveavskiljning (ekvation 1) och relativ kväveavskiljning (ekvation 2), där  $C_{in}$  är kvävekoncentrationen vid våtmarkens inlopp,  $Q_{in}$  är flödes hastigheten vid våtmarkens inlopp,  $C_{ut}$  är kvävekoncentrationen vid utloppet,  $Q_{ut}$  är flödes hastigheten vid utloppet, och  $A$  är våtmarkens area. Resultaten av ekvation 2 multiplicerades med 100 för att uttryckas i procent. Vid beräkning av kväveavskiljning i experimentstudien beaktades även förändringar av kväveinnehållet i vattenmassan i våtmarkerna. Hydraulisk form beräknades i anlagda våtmarker som förhållandet mellan det kortaste avståndet för vatten att transporteras från inlopp till utlopp ( $d$ ) och kvadratroten av  $A$  (ekvation 3). Ett högt värde på hydraulisk form återspeglar en avlång våtmarksform med placering av inlopp och utlopp i motsatta ändar av våtmarken, vilket främjar hydraulisk effektivitet.

$$\text{Absolut kväveavskiljning} = \frac{(C_{in} \times Q_{in}) - (C_{ut} \times Q_{ut})}{A} \quad \text{Ekvation 1}$$

$$\text{Relativ kväveavskiljning} = \frac{(C_{in} \times Q_{in}) - (C_{ut} \times Q_{ut})}{(C_{in} \times Q_{in})} \quad \text{Ekvation 2}$$

$$\text{Hydraulisk form} = \frac{d}{\sqrt{A}} \quad \text{Ekvation 3}$$

Indata till statistiska analyser utgjordes av ett värde (ofta ett medelvärde) per inkluderad våtmark. Antalet replikat eller observationer i statistiska tester var alltså lika med antalet ingående våtmarker för att undvika pseudoreplikering. Skillnader i medelvärden mellan grupper bedömdes med variansanalys (ANOVA) tillsammans med Tukey HSD post hoc-test eller med oberoende t-test. Relationer mellan variabler testades med Pearson-korrelation, linjär regression eller multipel linjär regression. Statistisk signifikans fastställdes vid en signifikansnivå av  $p < 0,05$ .

## 2.2 Fältstudie

I Nilsson et al. (2023) studerades totalt nio anlagda våtmarker med olika storlek, form och typ av avrinningsområde (figur 2a–b). Dessa våtmarker var belägna i två regioner i södra Sverige: tre på västkusten (våtmarker W1–W3) och sex på östkusten (våtmarker E1–E6; figur 1). Våtmarkerna numrerades inom varje region från högst till lägst årlig kvävebelastning per våtmarksarea. Våtmarkerna på västkusten studerades mellan åren 2003 och 2006 och våtmarkerna på östkusten mellan 2017 och 2019. Dessa två regioner skiljer sig åt i årlig nederbörd. I den östra regionen är den normala årsnederbörden omkring hälften av den normala årsnederbörden i den västra regionen (Persson et al., 2015a; b). Klimatförhållandena i södra Sverige har också förändrats. Somrarna har blivit allt torrare i den östra delen under det senaste århundradet (Chen et al., 2021a), och sommaren 2018 var exceptionellt torr i hela södra Sverige (Peters et al., 2020). Vi har därmed två grupper av våtmarker: de östra våtmarkerna som representerar våtmarker i ett framtida tempererat klimat med perioder utan flöde under torra somrar, och de västra som representerar våtmarker i ett nuvarande tempererat klimat med relativt jämnt flöde under hela året.



Figur 2. a) Flygfotografi av en av de studerade anlagda våtmarkerna i ett jordbrukslandskap i sydöstra Sverige. Våtmarkens vattenyta är cirka 0,4 hektar. Fotograferad av Magnus Danbolt, 2019-09-20. b) Fotografi från marknivå av samma våtmark. Fotograferad 2019-05-20. Figur modifierad från Nilsson et al. (2021).



Våtmarkerna valdes för att representera våtmarker med olika kvävebelastningar och olika typer av avrinningsområden (tabell 1). Våtmarkerna (förutom våtmark E4) var placerade för att fånga upp allt vatten i utflödet (öppet vattendrag eller rör) från ett avrinningsområde. Majoriteten av avrinningsområdena bestod huvudsakligen av åkermark, medan de avrinningsområden som till lägre andel bestod av åkermark främst var täckta av skog. Enskilda våtmarkers area (vattenyta) var generellt runt 0,5 ha, men en våtmark var betydligt mindre och en betydligt större än så. Våtmarkerna hade anlagts 2–12 år innan påbörjad datainsamling, antingen med huvudsyfte att avskilja näringsämnen (N och/eller P) från jordbruksavrinning eller för att både avskilja näringsämnen och gynna biologisk mångfald.

**Tabell 1. Bakgrundsinformation om de nio våtmarker som ingår i fältstudien. Bokstaven i våtmarkens namn indikerar om våtmarken var belägen på södra Sveriges väst- (W) eller östkust (E). Våtmarksarea avser storleken på våtmarkens vattenyta. Avrinningsområdet är det område från vilket våtmarken mottog vatten. Våtmark/avrinningsområde anger våtmarksarean som en procentandel av avrinningsområdets area. Åkermark/avrinningsområde anger andelen åkermark i avrinningsområdet. Våtmarksarea och avrinningsområdets karaktär bestämdes utifrån satellitfotografier. Bete anger om boskap, får (1) eller nötkreatur (2), hölls i direkt anslutning till våtmarken. Ålder representerar våtmarkens ålder under studieperioden.**

Våtmark	Våtmarksarea (ha)	Avrinningsområde (ha)	Våtmark/avrinningsområde (%)	Åkermark/avrinningsområde (%)	Bete (ja/nej)	Ålder (år)
W1	0,40	500	0,080	95	Nej	12–15
W2	0,28	200	0,14	85	Nej	2–4
W3	0,22	60	0,37	90	Ja <sup>1</sup>	3–5
E1	0,022	130	0,018	45	Nej	2–3
E2	0,66	340	0,19	70	Ja <sup>2</sup>	8–11
E3	0,75	500	0,15	95	Nej	5–8
E4	0,82	520	<sup>a</sup>	25	Nej	8–11
E5	0,40	170	0,23	75	Nej	9–12
E6	2,5	980	0,26	10	Ja <sup>2</sup>	8–11

<sup>a</sup> Inget värde anges eftersom våtmarken endast mottog delflöde från avrinningsområdet.

Vattenflöden och kvävekoncentrationer uppmättes i alla våtmarker under 1,5–3 år genom automatisk flödesproportionell provtagning. För varje våtmark beräknade vi åtta oberoende variabler som kan påverka de beroende variablerna årlig genomsnittlig absolut kväveavskiljning (ekvation 1) och årlig genomsnittlig relativ kväveavskiljning (ekvation 2): (1) hydraulisk belastning, (2) kvävebelastning, (3) flödesviktad kvävekoncentration vid inloppet, (4) andelen av årlig kvävebelastning som inträffade under sommaren (sommARBELASTNING), (5) medeldjup i våtmarken, (6) täckningsgrad av övervattensvegetation, (7) nominell hydraulisk uppehållstid och (8) våtmarkens hydrauliska form (ekvation 3). Medelvärden för kväveavskiljning, kvävebelastning och hydraulisk belastning beräknades först för enskilda månader eller hela år och presenteras som medelvärden av dessa värden över 2–3 år. För de våtmarker där mätningar genomfördes under mindre än två år anges ett genomsnitt baserat på medelvärdet av de första och sista 12 månaderna av studieperioden.

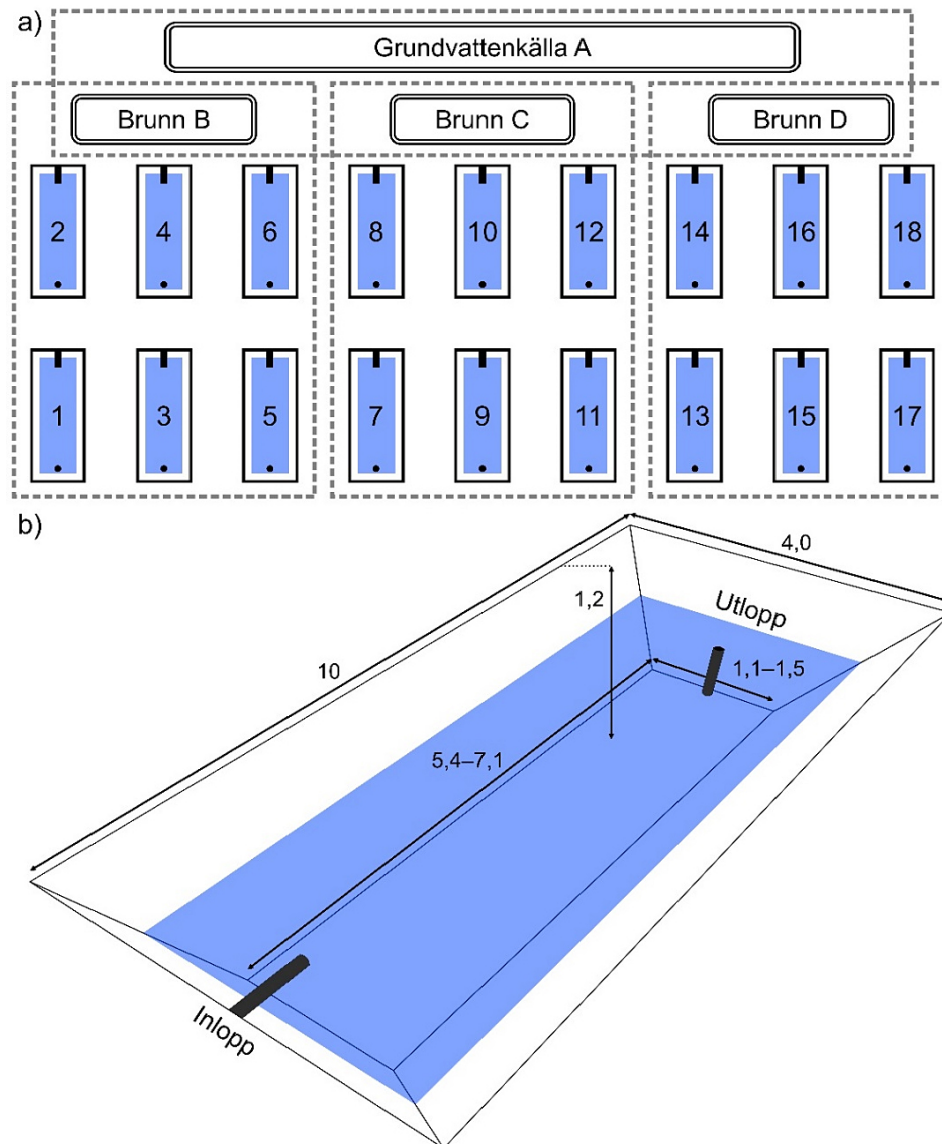
## 2.3 Experimentstudie

Experimentet i Nilsson et al. (inskickad) genomfördes under maj till september 2021 i en experimentell våtmarksanläggning nära Halmstad, sydvästra Sverige (figur 1). I anläggningen finns 18 våtmarker med samma storlek och form (figur 3a–b). Våtmarkerna är placerade i två rader om nio, med fyra meters mellanrum mellan varje våtmark (figur 4a). Storleken på varje våtmark är 40 m<sup>2</sup> vid marknivå, med sluttande sidor ner till en platt botten på cirka 10 m<sup>2</sup> (figur 4b). Alla inloppsrör är utrustade med kranar för att möjliggöra flödesjusteringar, och våtmarkernas djup kan ändras med utloppsrörens höjd. Inkommande vatten till anläggningen är grundvatten från ett avrinningsområde dominerat av jordbruk. I genomsnitt var inloppskoncentrationen av tot-N under denna studie 6,9 mg l<sup>-1</sup>, huvudsakligen i form av NO<sub>3</sub>-N. Tidigare experiment från denna anläggning finns beskrivna i exempelvis Bodin et al. (2012) och Nilsson et al. (2020).



Figur 3. a) Den experimentella våtmarksanläggningen (Halmstad, sydvästra Sverige) och omgivande jordbrukslandskap. Varje rektangel är en av de 18 experimentella våtmarkerna. Fotograferad 2021-09-22. b) En av experimentvåtmarkerna vars vattenyta till stor del täcks av övervattensvegetation (främst *Phragmites australis*). Fotograferad 2021-07-26. c) Utloppsrör i en av de intermittent fyllda våtmarkerna, med ett cylindriskt nät runt om röret. Till höger om röret finns en mätsticka. Våtmarken är nästan fylld på bilden. Fotograferad 2021-07-26. Figur från Nilsson et al. (inskickad).

I denna studie definierar vi våtmarksarea som det område som omfattas av våtmarkens vattenyta vid maximalt vattenstånd. På liknande sätt avser våtmarksdjup och våtmarksvolym i denna studie djupet eller volymen hos en fylld våtmark, medan vattendjup och vattenvolym förändras med vattenståndet. Ett vattendjup på 0 m innebär att våtmarkens platta botten inte längre var helt täckt av vatten, även om sänkor i botten kan ha varit vattenfyllda. Våtmarksarea och djup mättes i alla våtmarker, och vattenvolymer beräknades utifrån vattendjup och våtmarkens form (figur 4b).



Figur 4. a) Schematiskt diagram över den experimentella våtmarksanläggningen. Allt vatten förs från grundvattenkälla A via inloppsbrunn B, C eller D vidare till våtmarkerna. Våtmarkerna är numrerade från 1 till 18. I varje våtmark representeras inloppsröret av en linje och utloppsröret av en punkt, och vattenytan visas i blått. Figur modifierad från Nilsson et al. (2020). b) Formen på de experimentella våtmarkerna. Denna illustration visar en fylld våtmark med våtmarksdjup 0,6 m, med blått vatten och mörkgrå inlopps- och utloppsrör. Siffrorna representerar avstånd i meter. Figur modifierad från Nilsson et al. (inskickad).

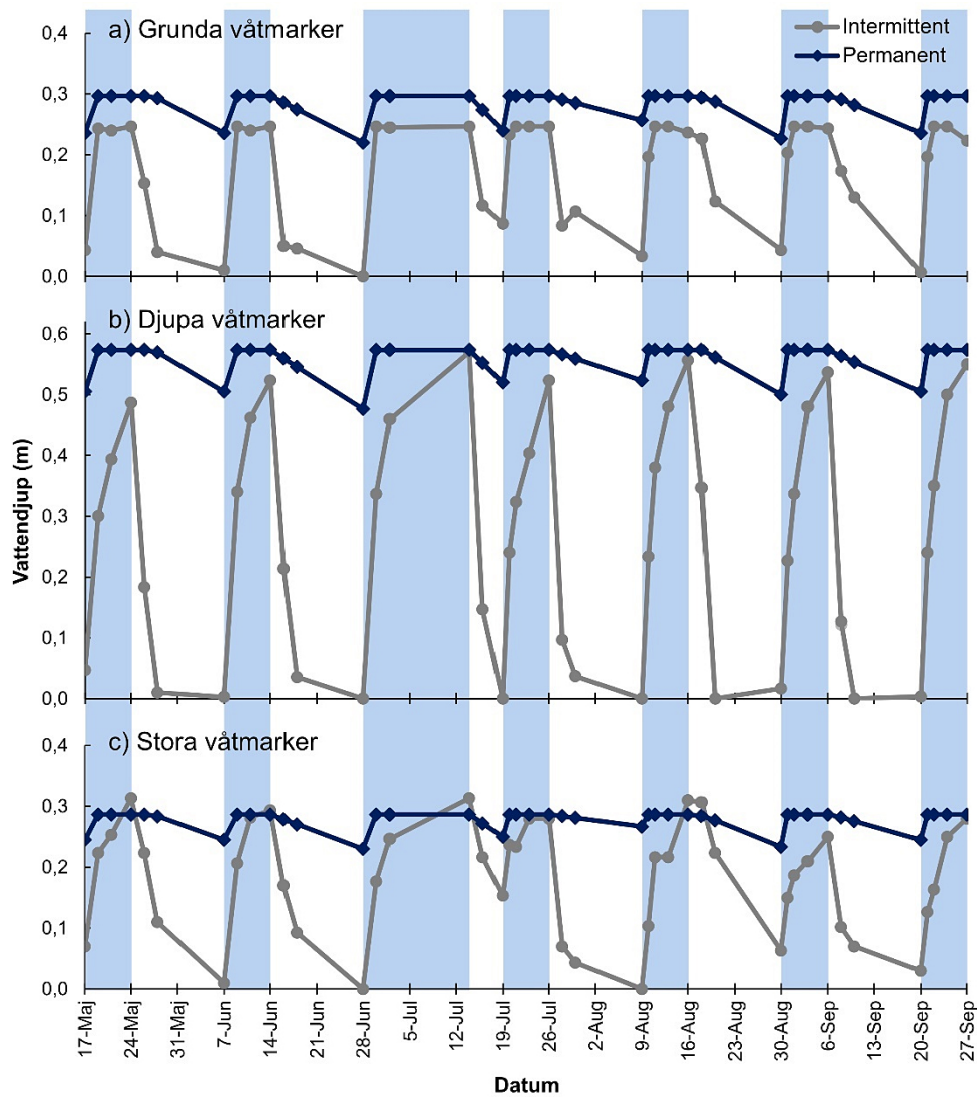
Experimentvåtmarkerna delades in i två olika hydrauliska typer: intermittent fyllda och permanent fyllda. Under experimentets gång utsattes alla våtmarker för återkommande flödesperioder följda av nollflödesperioder (inflöde avstängt). Intermittent fyllda våtmarker hade ett dräneringshål vid utloppsrorets bas som möjliggjorde en minskning av vattennivån under nollflödesperioder. För att förhindra att hålen täpptes igen placerades cylindriska nät runt utloppsroren i dessa våtmarker (figur 3c). Permanent fyllda våtmarker saknade dräneringshål och var därför konstant vattenfyllda. Effekten av hydraulisk typ testades inom tre olika designkategorier: ”grunda”, ”djupa” och ”stora” våtmarker. ”Stor” våtmarksarea simulerades genom sänkt hydraulisk belastning. Kombinationen av två hydrauliska typer och tre designkategorier resulterade i sex olika behandlingar (tabell 2).

**Tabell 2. Genomsnittligt våtmarksdjup, area och volym (fyllda våtmarker) och hydraulisk belastning (över hela studien respektive under flödesperioder) för tre våtmarker inom samma behandling (design och hydraulisk typ kombinerat). Intermittent och permanent hänvisar till intermittent fyllda och permanent fyllda våtmarker.**

Behandling	Djup (m)	Area (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )	Hydraulisk belastning (m d <sup>-1</sup> )	Hydraulisk belastning under flödesperioder (m d <sup>-1</sup> )
Grund, intermittent	0,25	16,1	3,2	0,11	0,26
Grund, permanent	0,30	15,4	3,4	0,12	0,27
Djup, intermittent	0,57	24,9	9,6	0,11	0,25
Djup, permanent	0,57	26,5	10	0,10	0,24
Stor, intermittent	0,31	17,9	4,3	0,04	0,10
Stor, permanent	0,29	17,2	3,8	0,04	0,10

Under studien genomfördes provtagning strategiskt, normalt varje till var tredje dag, för att fånga in variationer i flöden och koncentrationer. Vattenprover samlades in från våtmarkernas in- och utlopp för att analyseras för innehåll av kväve och växthusgaser. Vid provtagning mättes vattenflöde till och från varje våtmark, vattendjup, lufttryck, lufttemperatur, samt vattentemperatur och pH-värde (vid våtmarkens inlopp, utlopp och i våtmarken). För att kunna särskilja kväveavskiljning under perioder med respektive utan flöde beräknades kväveavskiljning för varje flödesperiod, nollflödesperiod samt för hela studieperioden genom att förutom in- och utflöde även beakta förändringar av mängden kväve i vattenmassan i våtmarken under respektive period.

Permanent fyllda våtmarker var fulla under flödesperioderna och uppvisade en svag minskning av vattendjup under nollflödesperioder på grund av avdunstning. Intermittent fyllda våtmarker tömdes under nollflödesperioder för att sedan fyllas upp igen under flödesperioder (figur 5a–c).



Figur 5. Vattendjup under studieperioden i "grunda" (a), "djupa" (b) och "stora" (c) våtmarker som var intermittent fyllda (grå) eller permanent fyllda (mörkblå). Ljusblå bakgrund indikerar flödesperiod och vit bakgrund indikerar nollflödesperiod. Varje punkt representerar genomsnittligt djup per behandling den dagen. Figur modifierad från Nilsson et al. (inskickad).

## 2.4 Litteraturoversikt

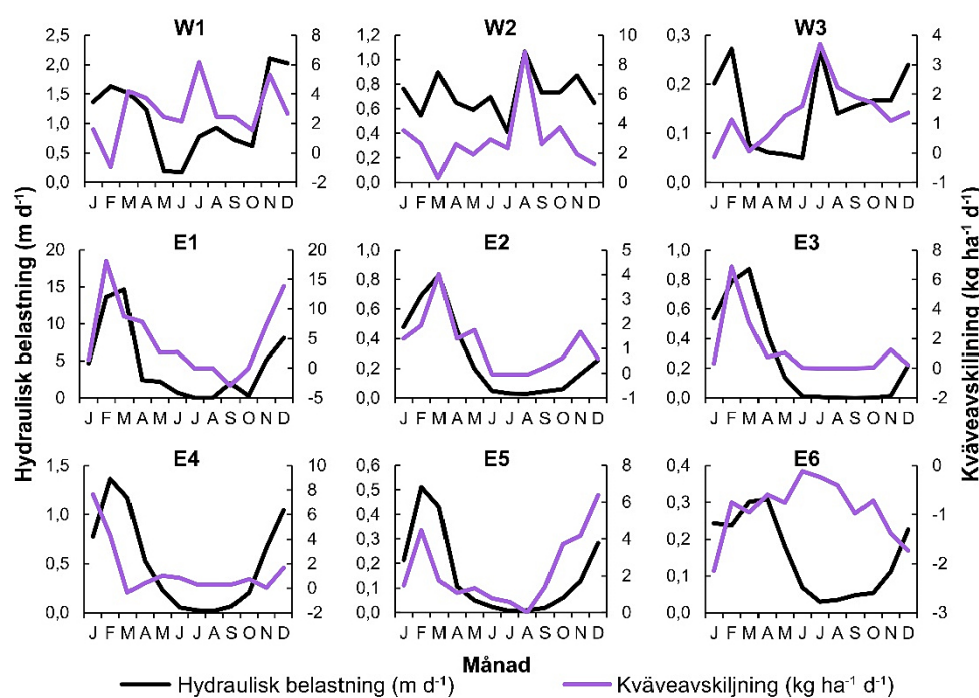
Hambäck et al. (2023) ger en översikt över multifunktionalitet i våtmarker och utforskar hur våtmarker kan gynna flera ekosystemtjänster utan att de motverkar varandra. Studien behandlar dessa utmaningar och möjligheter, både i enskilda våtmarker och i landskap med flera våtmarker (våtmarkslandskap). I detta projekt inkluderas de aspekter av våtmarkers multifunktionalitet som är relaterade till kväveavskiljning.

Under arbetet med studien genomfördes en tre-steps-process, stödd av en litteraturoversikt, för att identifiera egenskaper hos våtmarker som kan kopplas till fyra huvudsyften för anläggning och restaurering av våtmarker: (1) reglering av vattenflöden eller transporter av näringsämnen eller föroreningar, (2) åtgärder för att mildra klimatförändringar, (3) bevarande av biologisk mångfald, och (4) kulturella ekosystemtjänster. Det första steget i processen var en workshop med alla medförfattare som hölls i oktober 2021. Under denna workshop sammanställdes en preliminär lista över egenskaper (biofysikaliska, vattenrelaterade, biologiska och landskapsrelaterade) hos våtmarker och våtmarkslandskap som är viktiga för att uppnå huvudsyftena. Denna lista överfördes sedan till en matris där egenskaper koppades till målen (som positiv, negativ eller variabel påverkan). I det andra steget korsgranskade författarna varandras bedömningar och la till referenser som stödde bedömningarna. Sedan, i det tredje steget, fick kollegor inom varje forskningsområde syna matrisen för att hitta ytterligare relationer mellan egenskaper och syften samt fler referenser. Slutligen användes matrisen för att identifiera potentiella möjligheter och motsättningar, och empiriska studier där sådana effekter undersökts granskades av författarna.

## 3. Resultat och diskussion

### 3.1 Kväveavskiljning i ett framtida klimat

De två grupperna av våtmarker, på väst- respektive östkusten, uppvisade olika årstidsvariationer i vattenflöde, vilket avspeglas i hydraulisk belastning (figur 6). Våtmarkerna på östkusten hade under studietiden en tydlig period med inget eller mycket lågt flöde (hydraulisk belastning på noll eller nära noll) under sommaren och ibland även på hösten. I de östra våtmarkerna nådde hydraulisk belastning en topp under februari, mars eller april. Våtmarkerna på västkusten hade ett varierande flöde (hydraulisk belastning) från månad till månad som inte var lika tydligt kopplat till en viss årstid, och ingen period utan inflöde.

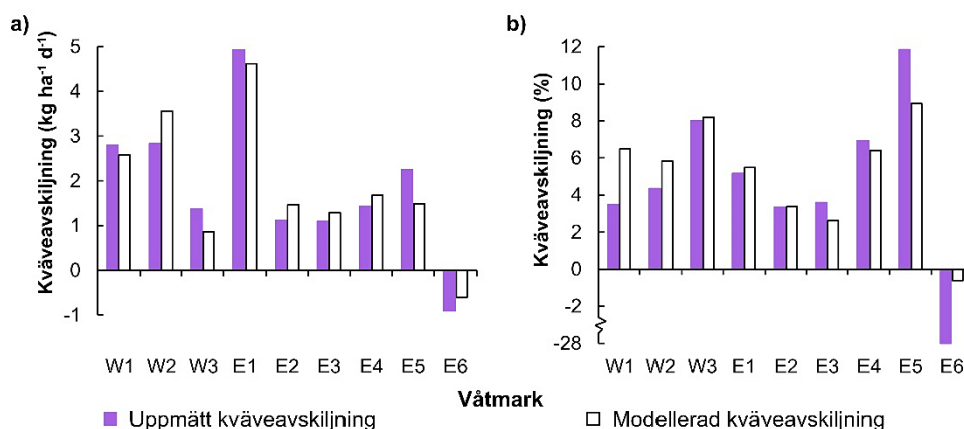


Figur 6. Månadsmedelvärden av hydraulisk belastning ( $\text{m d}^{-1}$ , primär axel) och kväveavskiljning ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ , sekundär axel) i våtmarkerna W1–W3 (västkusten) och E1–E6 (östkusten) under 2–3 år. Figur modifierad från Nilsson et al. (2023).

Mängden kväve som avskildes per tidsenhet (absolut kväveavskiljning) följde delvis samma mönster som hydraulisk belastning, vilket beror på att kvävebelastningen ökar vid högre flöden (figur 6). Samvariationen är särskilt tydlig i de östra våtmarkerna. Sommartid uppvisade våtmarkerna på östkusten mycket låg hydraulisk belastning och låg kväveavskiljning, medan den högsta kväveavskiljningen inträffade under december till mars i våtmarkerna E1–E5. I genomsnitt skedde över hälften av den årliga kväveavskiljningen under vintern i de östra våtmarkerna. Detta är en betydligt högre andel än i de västra våtmarkerna där endast 15 % av den årliga kväveavskiljningen skedde under vintern. Våtmarkerna på västkusten uppvisade

i stället maximal kväveavskiljning under sommaren, vilket kan förväntas under normala omständigheter på grund av att denitrifikation är temperaturberoende (t.ex. Hernandez & Mitsch, 2007). Under sommaren var kväveavskiljningen högre i de västra än i de östra våtmarkerna, och även andelen av den årliga kväveavskiljningen som skedde under sommaren var högre i väst (i genomsnitt 40 % jämfört med 4 %). Säsongsvariationen i kväveavskiljning i våtmark E6 skiljde sig från resten av gruppen på grund av negativ avskiljning varje månad, som sannolikt berodde på extra inflöde av kväve och vatten från våtmarkens sidor. Eftersom den uppmätta kvävebelastningen var så pass låg våtmark E6 resulterade detta i ett stort negativt värde för relativ avskiljning. För att undvika betydande påverkan av denna felkälla sattes relativ avskiljning i våtmark E6 till noll i statistiska analyser.

Det var ingen statistiskt signifikant skillnad i årlig kvävebelastning mellan de östra och västra våtmarkerna, men stora variationer inom dessa två grupper. De flesta andra uppmätta variabler skiljde sig inte heller i genomsnitt mellan våtmarker på öst- respektive västkusten. Enda undantaget var kvävebelastningen under somrar, vilken var signifikant lägre i de östra jämfört med i de västra våtmarkerna. Våtmarkerna på östkusten mottog alltså en mindre del av sin årliga kvävebelastning under somrarna. Inte heller genomsnittlig årlig absolut eller relativ kväveavskiljning skiljde sig signifikant mellan de östra och västra våtmarkerna (figur 7a–b). Det vill säga, på årsbasis avskildes ungefär lika mycket kväve i båda våtmarksgrupperna, oavsett om avskiljningen räknades per våtmarksyta eller i proportion till kvävebelastningen.



Figur 7. Uppmätt och modellerad årlig absolut (a) och relativ (b) kväveavskiljning i alla nio våtmarker. Modellerad kväveavskiljning är baserad på de multipla regressionsmodellerna med högst förklaringsgrad. Observera den brutna y-axeln i panel b och att den relativa avskiljningen i våtmark E6 sattes till 0 % när modellen beräknades. Figur modifierad från Nilsson et al. (2023).

Baserat på alla nio våtmarker fann vi positiva samband mellan årlig absolut kväveavskiljning och kvävebelastning, hydraulisk belastning och hydraulisk form, och ett negativt samband med nominell hydraulisk uppehållstid. Relativ kväveavskiljning var positivt relaterad till vegetationstäckning. Det som bäst förklarade den årliga absoluta kväveavskiljningen var en multipel regressionsmodell där kvävebelastning och hydraulisk form användes som oberoende variabler, och den relativa kväveavskiljningen förklarades bäst av en multipel regression med täckning av övervattensvegetation och hydraulisk form. Utifrån de multipla regressionerna modellerades årlig kväveavskiljning i alla våtmarker och jämfördes med uppmätta värden (figur 7).



Gällande absolut kväveavskiljning framstod inga entydiga mönster av över- eller underskattning för någon av de två grupperna av våtmarker. Relativ kväveavskiljning överskattades däremot av vår modell i alla våtmarker på västkusten och underskattades i tre av sex våtmarker på östkusten. Om torrare somrar hade haft en negativ effekt på årlig kväveavskiljning borde dessa modeller ha överskattat avskiljningen i de östra våtmarkerna.

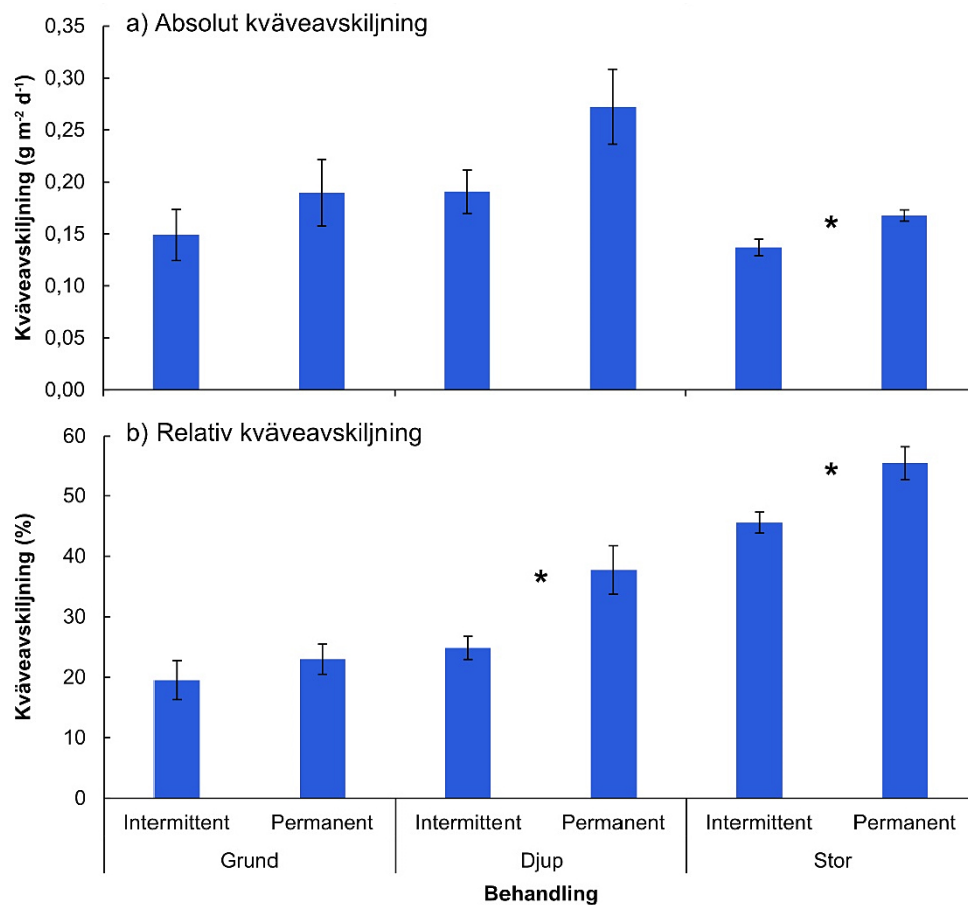
Hydraulisk effektivitet påverkar kväveavskiljning (t.ex. Wörman & Kronnäs, 2005) och är därför en viktig aspekt av utvärderingar av våtmarksfunktion. Att genomföra spårämnesstudier och mäta hydraulisk effektivitet kan dock vara kostsamt (Headley & Kadlec, 2007) och är inte alltid görbart. Vi såg därför ett behov av att ta fram ett enklare sätt att uppskatta en våtmarks hydrauliska prestanda och kom fram till vad vi kallar hydraulisk form (ekvation 3). Hydraulisk form återspeglar våtmarkens längd-bredd-förhållande och den relativa positioneringen av dess inlopp och utlopp, vilka är viktiga faktorer som påverkar hydraulisk effektivitet (Persson & Wittgren, 2003; Sabokrouhiyeh et al., 2017). Att hydraulisk form i denna studie hade en så pass stark effekt på kväveavskiljning indikerar att hydraulisk form kan vara ett användbart verktyg vid planering av våtmarksanläggande samt vid utvärdering av våtmarksfunktion. Det indikerar också att utformningen av våtmarker spelar en väsentlig roll för att förklara skillnader i årlig kväveavskiljning mellan olika anlagda våtmarker, och att kväveavskiljningen främjas i våtmarker med en långsmal form och maximerat avstånd mellan inlopp och utlopp.

I de östra våtmarkerna var kväveavskiljningen under vintrarna tillräckligt hög för att kompensera förlusten av kväveavskiljning under de torra somrarna. En förhållandevis hög kväveavskiljning under vintrarna kan potentiellt förklaras av nollflödesperioderna då våtmarkerna innehöll stillastående vatten. I stillastående vatten skapas syrefria förhållanden (Mudge et al., 2007; Pardo & García, 2016) vilka i sin tur minskar nedbrytningshastigheten av organiskt material (Brinson et al., 1981; Bastviken et al., 2004). När  $\text{NO}_3^-$  har förbrukats i det stillastående vattnet förhindras dessutom ytterligare denitrifikation som annars också skulle konsumera organiskt material (Kadlec & Wallace, 2009). Nedbrytning av organiskt material kan således ha hämmats under somrarna i våtmarkerna på östkusten. Effekten av hämmad nedbrytning kan ha blivit att mer organiskt material, som främjar denitrifikation (t.ex. Ballantine et al., 2014), funnits tillgängligt i de östra våtmarkerna under resten av året. Hög växtproduktivitet under de varma somrarna med varmt stillastående vatten (Asaeda et al., 2005; Eller et al., 2013) kan också ha ökat tillgången till organiskt material och därmed vara en bidragande orsak till den höga kväveavskiljningen under vintrarna i våtmarkerna på östkusten.

Sammanfattningsvis så var den årliga kväveavskiljningen likvärdig i de två våtmarksgrupperna, och det som avgjorde hur mycket kväve som avskildes var våtmarkens kvävebelastning, hydrauliska form och täckning av övervattensvegetation. Denna studie visar alltså att årlig kväveavskiljning kan påverkas mer av förhållanden som kan mötas med rätt placering och utformning av våtmarker, än av årstidsvariationer i kvävebelastning. Därmed kan högt belastade anlagda våtmarker i jordbrukslandskap förbli effektiva för kväveavskiljning även i ett framtida klimat med torrare somrar.

## 3.2 Kväveavskiljning och flödesbuffring

Samtliga våtmarker i denna studie avskilde betydande mängder kväve (figur 8). Flödesbuffring påverkade både absolut och relativ kväveavskiljning, med generellt högre kväveavskiljning i permanent fyllda våtmarker än i intermittent fyllda våtmarker. Inom designkategorier kunde skillnad i absolut kväveavskiljning mellan intermittent och permanent fyllda våtmarker endast påvisas i "stora" våtmarker (figur 8a). För relativ kväveavskiljning kunde skillnad mellan intermittent och permanent fyllda våtmarker påvisas i "djupa" och "stora" våtmarker (figur 8b).



Figur 8. Genomsnittlig absolut kväveavskiljning (a) och relativ kväveavskiljning (b) per behandling över hela studieperioden. Asterisker indikerar signifikanta skillnader mellan intermittent fyllda och permanent fyllda våtmarker inom designkategorier och felstaplar representerar standardfel. Figur modifierad från Nilsson et al. (inskickad).

Kväveavskiljningen var högre under flödesperioder än under nollflödesperioder. Flödesbuffring hade dock ingen statistiskt signifikant effekt på kväveavskiljningen under flödesperioder, men en signifikant påverkan på kväveavskiljningen under nollflödesperioder. Inom designkategorier skiljde sig ”djupa” våtmarker genom att de permanent fyllda uppvisade statistiskt signifikant högre absolut kväveavskiljning än de intermittent fyllda. Att permanent fyllda våtmarker avskilde mer kväve än sina intermittent fyllda motsvarigheter kan förklaras med längre uppehållstid i permanent fyllda våtmarker under nollflödesperioder. Under dessa perioder kunde nästan allt kväve avskiljas från det stillastående vattnet i permanent fyllda våtmarker, medan intermittent fyllda våtmarker släppte ut vatten som fortfarande innehöll relativt höga koncentrationer av kväve. Om vattnet hade hållits kvar längre i de intermittent fyllda våtmarkerna under nollflödesperioder hade högre kväveavskiljning kunnat uppnås.

Utloppskoncentrationer av  $N_2O$  och  $CH_4$  skiljde sig inte signifikant mellan våtmarker av olika design och/eller typ. Inloppskoncentrationen av  $N_2O$  var dessutom generellt högre än utloppskoncentrationen för samtliga våtmarker. Förhållandet mellan utloppskoncentrationer av  $N_2O$  och  $NO_3^-$ , vilket kan användas som en indikator på lustgasproduktion, visade inte heller några signifikanta skillnader mellan behandlingarna. Dessa resultat tyder på att flödesbuffring i anlagda kvävebelastade våtmarker varken leder till väsentligt minskade eller ökade växthusgasutsläpp från våtmarkerna.

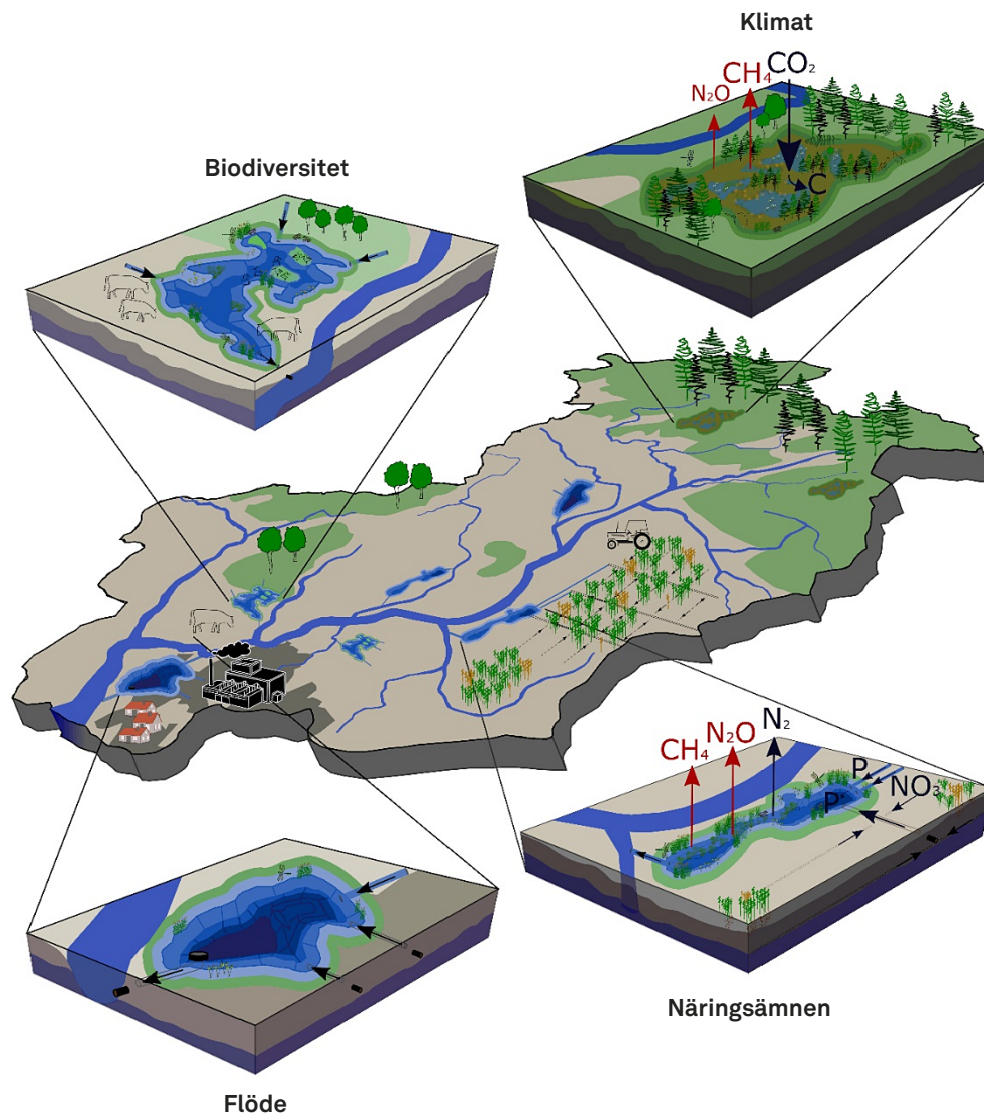
Den nästan fullständiga tömningen av intermittent fyllda våtmarker under nollflödesperioder var sannolikt inte optimal. Kontakt mellan våtmarkens sediment och atmosfären kan skapa ogynnsamma förhållanden för denitrifikation (Hunter et al., 2008; Song et al., 2010), och torra jordar kan förvärra översvämningsrisken genom försämrade förmåga till markinfiltration (Acreman & Holden, 2013). Därför kan det vara mer fördelaktigt att endast delvis tömma våtmarker under nollflödesperioder. Dessutom bör vattnet hållas kvar så länge i intermittent fyllda våtmarker under nollflödesperioder att så mycket kväve som möjligt hinner avskiljas från vattenmassan innan de töms. I denna studie var kväveavskiljningen generellt högre i permanent fyllda än i intermittent fyllda våtmarker, men med vissa förändringar i experimentdesignen är det möjligt att intermittent fyllda våtmarker hade presterat bättre än permanent fyllda våtmarker. Våra resultat tyder på att våtmarker kan utformas för att öka kapaciteten för flödesbuffring utan att kompromissa med kväveavskiljningen eller orsaka ökade växthusgasutsläpp. Våra resultat, i linje med Jessop et al. (2015), tyder således på att effektiv kväveavskiljning kan kombineras med flödesbuffring i anlagda våtmarker, även om vi också påvisar en risk för reducerad kväveavskiljning i intermittent fyllda våtmarker.

### 3.3 Multifunktionalitet i våtmarker

Utöver de egenskaper som påverkar kväveavskiljningen i enskilda våtmarker så finns det aspekter som påverkar hur mycket kväve som avskiljs från hela landskap. För att uppnå hög avskiljning måste våtmarker placeras där de kan motta betydande delar av den totala kvävebelastningen (Quin et al., 2015; Thorslund et al., 2017). Transporter av kväve är generellt sett störst i avrinningsområden som till stor del består av jordbruksmark (Chen et al., 2021b). Strategisk placering av våtmarker för att fånga upp så mycket avrinning som möjligt från sådana områden skulle kunna öka kväveavskiljningen både på individuell våtmarksnivå och på landskapsnivå.

En utmaning för multifunktionalitet i en enskild våtmark är att utforma och placera den så att det som är bra för en ekosystemtjänst inte motverkar en annan. Exempelvis så kan växthusgasproduktion gynnas, och biologisk mångfald missgynnas, om våtmarker belastas med näringsrikt avrinningsvatten från jordbruksmark. Produktionen av  $\text{CH}_4$  kan stimuleras i näringsrika system (Beaulieu et al., 2019) och  $\text{N}_2\text{O}$ -produktionen ökar vanligtvis med ökande kvävekoncentration (Moseman-Valtierra et al., 2011; Mander et al., 2014). Vegetationssammansättningen i kväverika våtmarker tenderar att bli mindre artrik (Khan & Ansari, 2005; Jessop et al., 2015), och hög kväveavskiljning uppnås ofta i våtmarker dominerade av enhetlig övervattensvegetation (Weisner & Thiere, 2010) där även mångfalden av djur är låg (Jessop et al., 2015). Våtmarker anlagda med huvudsyftet att gynna biologisk mångfald kan sakna vissa av de egenskaper som gynnar kväveavskiljning, och därför avskilja mindre kväve än våtmarker vars huvudsyfte är att avskilja kväve (Weisner et al., 2016). Denna typ av avvägningar kan begränsa möjligheten till multifunktionalitet i enskilda våtmarker. Som tidigare föreslagits (Thorslund et al., 2017; Åhlén et al., 2020) anser vi därför att en fokusförskjutning, från enskilda våtmarker till hela våtmarkslandskap, behövs för att maximera leveransen av ekosystemtjänster. I sådana landskap bör flera våtmarker placeras där de på bästa sätt kan uppfylla sitt huvudsyfte, för att gemensamt främja kväveavskiljning och andra ekosystemtjänster (figur 9).

Flera möjliga synergier och samproduktioner av ekosystemtjänster i våtmarker identifierades också i litteraturöversikten. Till exempel så kan vegetation och hög hydraulisk effektivitet i våtmarker gynna avskiljning av kväve (t.ex. Nilsson et al., 2020; Nilsson et al., 2023), såväl som fosfor (Dierberg et al., 2005; Skinner, 2022). Dessutom främjas både absolut kväveavskiljning och absolut fosforavskiljning av hög koncentration och belastning av respektive näringsämne (Land et al., 2016; Weisner et al., 2016). Med ökad fosforkoncentration kan även kväveavskiljningen förbättras (Song et al., 2019), och hög kväveavskiljning kan uppnås i våtmarker anlagda specifikt för att avskilja fosfor (Nilsson et al., 2021). Eftersom användning av gödningsmedel inom jordbruket är en betydande källa till båda näringsämnena (t.ex. Beusen et al., 2016) föreslås samma placering av våtmarker i landskapet oavsett vilket näringsämne som är högst prioriterat att avskilja (figur 9).



Figur 9. Optimal placering av anlagda våtmarker i ett landskap baserat på våtmarkens huvudsyfte. Avskiljning av näringsämnen (N och/eller P) maximeras i våtmarker placerade nedströms från åkermark där näringsbelastningen är hög. Minskning av växthusgaseffekter uppnås enklast högt upp i landskapet. Våtmarker med stor volym, placerade långt ner i avrinningsområdet men uppströms från stadsområden maximerar översvämningsdämpning. Kulturella värden (inte visat i figuren) gynnas bäst i våtmarker som är tillgängliga från stadsområden. Biologisk mångfald kan främjas i våtmarker där vegetationen hålls kort genom bete. Figur modifierad från Hambäck et al. (2023), illustrerad av Lea Schneider.

Vissa specifika våtmarks- eller landskapsegenskaper kan gynna flera ekosystemtjänster utöver kväveavskiljning. Två sådana exempel är övervattensvegetation och den totala våtmarksarean i ett landskap. I en våtmark som är delvis täckt av övervattensvegetation kan mångfalden av olika djurgrupper stödjas genom att växtligheten bidrar med mat, häckningsmiljöer och skydd mot predation (Cazzanelli et al., 2008; Ma et al., 2010; Shulse et al., 2012). Dessutom spelar övervattensväxter en avgörande roll för ansamling av kol i våtmarker och för att göra våtmarker till en nettosänka för CO<sub>2</sub> (Moore & Hunt, 2012; Valach et al., 2021). Primärproduktion och därmed lagring av kol kan dessutom öka med högre kvävekoncentration (Pacheco et al., 2014) som också främjar kväveavskiljning. Det kan alltså vara möjligt att kombinera kolinlagring och kväveavskiljning i våtmarker, som Jessop et al. (2015) föreslagit. Med en ökad total area av våtmarker i ett landskap ökar den totala kväveavskiljningen (Arheimer & Wittgren, 1994), samtidigt som en högre artrikedom av våtmarksorganismer som fåglar och amfibier gynnas (Dertien et al., 2020) och översvämningsrisken nedströms minskar (Tang et al., 2020b). Tack vare synergier och samproduktioner kan insatser för förbättrad leverans av olika ekosystemtjänster samtidigt förbättra kväveavskiljningen.

## 4. Slutsats

Även i ett förändrat klimat, med torra somrar och tydliga skiften mellan flödesperioder och perioder utan flöde, kan anlagda våtmarker utgöra ett viktigt landskapselement för att minska kvävetransporter från intensivt odlad åkermark. I ett förändrat klimat kan det bli aktuellt att våtmarkerna i ökad utsträckning utformas för flödesbuffring. Resultat i projektet visar att detta kan påverka kväveavskiljningen i anlagda våtmarker negativt om vatten vid perioder utan inflöde till våtmarken släpps ut ur våtmarken för snabbt. Kan detta undvikas så bör ökad flödesbuffring i anlagda våtmarker snarare kunna bidra till förbättrad kväveavskiljning, särskilt i ett förändrat klimat med kraftiga variationer i vattenflöden. Men effekten i form av minskade översvämningsrisker blir dock liten, såvida dessa våtmarker inte görs betydligt större än vad de vanligtvis görs idag. Projektets resultat ger dock en indikation på möjligheten att stora våtmarker, som anläggs med flödesbuffring för minskning av översvämningsrisker som huvudsyfte, även kan bidra till att minska kvävetransporter. Enskilda våtmarker kan bidra med flera nyttor samtidigt, men för att maximera leveransen av ekosystemtjänster behövs flera typer av våtmarker i ett landskap. I sådana våtmarkslandskap kan olika våtmarker med olika huvudsyften gemensamt främja multifunktionalitet, där kväveavskiljning är en av många ekosystemtjänster. Sammanfattningsvis finns det alltså goda möjligheter att anlagda våtmarker i jordbruksområden kan fortsätta bidra till att minska övergödning och även verka flödesbuffrande i ett framtida klimat. Möjligheten att stora våtmarker, som anläggs för minskning av översvämningsrisker som huvudsyfte, även kan bidra med kväveavskiljning och andra ekosystemtjänster behöver klarläggas.

## 5. Källhänvisning

Acreman, M. & Holden, J. (2013) How wetlands affect floods. *Wetlands*, **33**:773–786.

Acreman, M.C., Harding, R.J., Lloyd, C., McNamara, N.P., Mountford, J.O., Mould, D.J., Purse, B.V., Heard, M.S., Stratford, C.J., . . . & Dury, S.J. (2011) Trade-off in ecosystem services of the Somerset Levels and Moors wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, **56**:1543–1565.

APHA. (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*:Washington D.C.

Arheimer, B. & Wittgren, H.B. (1994) Modeling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio*, **23**:378–386.

Asaeda, T., Hai, D.N., Manatunge, J., Williams, D. & Roberts, J. (2005) Latitudinal characteristics of below- and above-ground biomass of Typha: a modelling approach. *Annals of Botany*, **96**:299–312.

Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. (2020) Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, **49**:324–336.

Bachand, P.A.M. & Horne, A.J. (2000) Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, **14**:17–32.

Ballantine, K.A., Groffman, P.M., Lehmann, J. & Schneider, R.L. (2014) Stimulating nitrate removal processes of restored wetlands. *Environmental Science & Technology*, **48**:7365–7373.

Bastviken, D., Persson, L., Odham, G. & Tranvik, L. (2004) Degradation of dissolved organic matter in oxic and anoxic lake water. *Limnology and Oceanography*, **49**:109–116.

Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Martins, I., Neto, J.M., Leonardson, L. & Tonderski, K. (2003) Potential nitrification and denitrification on different surfaces in a constructed treatment wetland. *Journal of Environmental Quality*, **32**:2414–2420.

Bastviken, S.K., Weisner, S.E.B., Thiery, G., Svensson, J.M., Ehde, P.M. & Tonderski, K.S. (2009) Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, **35**:946–952.

Baylan, E. & Karadeniz, N. (2018) Identifying landscape values and stakeholder conflicts for the protection of landscape multifunctionality: the case of Ekşisu wetlands (Turkey). *Applied Ecology and Environmental Research*, **16**:199–223.

Beaulieu, J.J., DelSontro, T. & Downing, J.A. (2019) Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, **10**:1375.

Bennett, E., Peterson, G. & Gordon, L. (2009) Understanding relationships among ecosystem services. *Ecology Letters*, **12**:1–11.



- Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., Van Beek, L.P.H., Mogollón, J.M. & Middelburg, J.J. (2016) Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, **13**:2441–2451.
- Blackwell, M.S.A. & Pilgrim, E.S. (2011) Ecosystem services delivered by small-scale wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, **56**:1467–1484.
- Bodin, H., Mietto, A., Ehde, P.M., Persson, J. & Weisner, S.E.B. (2012) Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecological Engineering*, **49**:201–211.
- Boughton, E.H., Quintana-Ascencio, P.F., Jenkins, D.G., Bohlen, P.J., Fauth, J.E., Engel, A., Shukla, S., Kiker, G., Hendricks, G., . . . & Swain, H.M. (2019) Trade-offs and synergies in a payment-for-ecosystem services program on ranchlands in the Everglades headwaters. *Ecosphere*, **10**:e02728.
- Brandt, M., Arheimer, B., Gustavsson, H., Pers, C., Rosberg, J., Sundström, M. & Thorén, A.-K. 2009. Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskap: belastning av kväve och fosfor. Naturvårdsverket, Report 6309.
- Brinson, M.M., Lugo, A.E. & Brown, S. (1981) Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **12**:123–161.
- Brix, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, **35**:11–17.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, **8**:559–568.
- Cazzanelli, M., Warming, T.P. & Christoffersen, K.S. (2008) Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*, **605**:113–122.
- Chen, D.L., Zhang, P., Seftigen, K., Ou, T.H., Giese, M. & Barthel, R. (2021a) Hydroclimate changes over Sweden in the twentieth and twenty-first centuries: a millennium perspective. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, **103**:103–131.
- Chen, Y.Y., Destouni, G., Goldenberg, R. & Prieto, C. (2021b) Nutrient source attribution: quantitative typology distinction of active and legacy source contributions to waterborne loads. *Hydrological Processes*, **35**:e14284.
- Coops, H., van den Brink, F.W.B. & van der Velde, G. (1996) Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany*, **54**:11–24.
- Crumpton, W.G., Stenback, G.A., Fisher, S.W., Stenback, J.Z. & Green, D.I.S. (2020) Water quality performance of wetlands receiving nonpoint-source nitrogen loads: nitrate and total nitrogen removal efficiency and controlling factors. *Journal of Environmental Quality*, **49**:735–744.
- Davidson, N.C., van Dam, A.A., Finlayson, C.M. & McInnes, R.J. (2019) Worth of wetlands: revised global monetary values of coastal and inland wetland ecosystem services. *Marine and Freshwater Research*, **70**:1189–1194.

- de Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, **41**:393–408.
- Dertien, J.S., Self, S., Ross, B.E., Barrett, K. & Baldwin, R.F. (2020) The relationship between biodiversity and wetland cover varies across regions of the conterminous United States. *Plos One*, **15**:e0232052.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, **321**:926–929.
- Dierberg, F.E., Juston, J.J., DeBusk, T.A., Pietro, K. & Gu, B.H. (2005) Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland. *Ecological Engineering*, **25**:9–23.
- Djodjic, F., Bieroza, M. & Bergström, L. (2021) Land use, geology and soil properties control nutrient concentrations in headwater streams. *Science of the Total Environment*, **772**:145108.
- Eller, F., Lambertini, C., Nguyen, L.X., Achenbach, L. & Brix, H. (2013) Interactive effects of elevated temperature and CO<sub>2</sub> on two phylogeographically distinct clones of common reed (*Phragmites australis*). *Aob Plants*, **5**:pls051.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., . . . & Smith, J.E. (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, **10**:1135–1142.
- Fisher, J. & Acreman, M.C. (2004) Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, **8**:673–685.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J., Poulter, B., Kaplan, J., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., . . . & McIntyre, P. (2023) Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, **614**:281–286.
- Forzieri, G., Feyen, L., Russo, S., Vousdoukas, M., Alfieri, L., Outten, S., Migliavacca, M., Bianchi, A., Rojas, R., . . . & Cid, A. (2016) Multi-hazard assessment in Europe under climate change. *Climatic Change*, **137**:105–119.
- Geranmayeh, P., Speks, A., Blicharska, M., Futter, M. & Collentine, D. (2023) Regional targeting of purpose driven wetlands: success or failure? *Frontiers in Sustainable Resource Management*.
- Giordano, M., Petropoulos, S.A. & Roupheal, Y. (2021) The fate of nitrogen from soil to plants: influence of agricultural practices in modern agriculture. *Agriculture*, **11**:944.
- Goulding, K. (2000) Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use and Management*, **16**:145–151.
- Hambäck, P.A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., Collentine, D., Destouni, G., Futter, M., . . . & Blicharska, M. (2023) Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: a scaling issue. *Science of the Total Environment*, **862**:160746.
- Headley, T.R. & Kadlec, R.H. (2007) Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **7**:269–282.

- Hernandez, M.E. & Mitsch, W.J. (2006) Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. *Wetlands*, **26**:862–877.
- Hernandez, M.E. & Mitsch, W.J. (2007) Denitrification in created riverine wetlands: influence of hydrology and season. *Ecological Engineering*, **30**:78–88.
- Holland, J.F., Martin, J.F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M. & Brown, L. (2004) Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. *Ecological Engineering*, **23**:189–203.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., . . . & Zhu, Z.L. (1996) Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, **35**:75–139.
- Howarth, R.W. & Marino, R. (2006) Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, **51**:364–376.
- Hunter, R.G., Faulkner, S.P. & Gibson, K.A. (2008) The importance of hydrology in restoration of bottomland hardwood wetland functions. *Wetlands*, **28**:605–615.
- Huntington, T.G. (2006) Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. *Journal of Hydrology*, **319**:83–95.
- Jenkins, W.A., Murray, B.C., Kramer, R.A. & Faulkner, S.P. (2010) Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, **69**:1051–1061.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J.E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., . . . & Özkan, K. (2011) Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, **663**:1–21.
- Jessop, J., Spyreas, G., Pociask, G.E., Benson, T.J., Ward, M.P., Kent, A.D. & Matthews, J.W. (2015) Tradeoffs among ecosystem services in restored wetlands. *Biological Conservation*, **191**:341–348.
- Jiang, R., Woli, K.P., Kuramochi, K., Hayakawa, A., Shimizu, M. & Hatano, R. (2010) Hydrological process controls on nitrogen export during storm events in an agricultural watershed. *Soil Science and Plant Nutrition*, **56**:72–85.
- Junk, W., An, S., Finlayson, M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S., Mitsch, W. & Robarts, R. (2013) Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic Sciences*, **75**:151–167.
- Juston, J., Lyon, S.W. & Destouni, G. (2016) Data-driven nutrient-landscape relationships across regions and scales. *Water Environment Research*, **88**:2023–2031.
- Jørgensen, C.J. & Elberling, B. (2012) Effects of flooding-induced N<sub>2</sub>O production, consumption and emission dynamics on the annual N<sub>2</sub>O emission budget in wetland soil. *Soil Biology & Biochemistry*, **53**:9–17.
- Kadlec, R.H. (2005) Nitrogen farming for pollution control. *Journal of Environmental Science and Health*, **40**:1307–1330.

- Kadlec, R.H. (2012) Constructed marshes for nitrate removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **42**:934–1005.
- Kadlec, R.H. & Reddy, K.R. (2001) Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, **73**:543–557.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S. 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Kendon, E.J., Roberts, N.M., Fowler, H.J., Roberts, M.J., Chan, S.C. & Senior, C.A. (2014) Heavier summer downpours with climate change revealed by weather forecast resolution model. *Nature Climate Change*, **4**:570–576.
- Khan, F.A. & Ansari, A.A. (2005) Eutrophication: an ecological vision. *The Botanical Review*, **71**:449–482.
- Kreibich, H., Van Loon, A.F., Schroter, K., Ward, P.J., Mazzoleni, M., Sairam, N., Abeshu, G.W., Agafonova, S., AghaKouchak, A., . . . & Di Baldassarre, G. (2022) The challenge of unprecedented floods and droughts in risk management. *Nature*, **608**:80–86.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. & Verhoeven, J.T.A. (2016) How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence*, **5**:9.
- Lawniczak, A.E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A. & Kanas, K. (2016) Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, **188**:172.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., . . . & Pinay, G. (2019) Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, **651**:1–11.
- Liu, J.J., Dong, B., Guo, C.Q., Liu, F.P., Brown, L. & Li, Q. (2016) Variations of effective volume and removal rate under different water levels of constructed wetland. *Ecological Engineering*, **95**:652–664.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B. & Chen, J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, **30**:15–27.
- Malone, T.C. & Newton, A. (2020) The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: causes and consequences. *Frontiers in Marine Science*, **7**:670.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., . . . & Mitsch, W.J. (2014) Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*, **66**:19–35.
- McAuliffe, C. (1971) Gas chromatographic determination of solutes by multiple phase equilibrium. *Chemical Technology*, **1**:46–51.
- MEA. (2003) *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment*: Island Press, Washington D.C., USA.

Meerhoff, M., Audet, J., Davidson, T.A., De Meester, L., Hilt, S., Kosten, S., Liu, Z.W., Mazzeo, N., Paerl, H., . . . & Jeppesen, E. (2022) Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. *Inland Waters*, **12**:187–204.

Moore, K., Pierson, D., Pettersson, K., Schneiderman, E. & Samuelsson, P. (2008) Effects of warmer world scenarios on hydrologic inputs to Lake Malaren, Sweden and implications for nutrient loads. *Hydrobiologia*, **599**:191–199.

Moore, T.L.C. & Hunt, W.F. (2012) Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds – a means for evaluation? *Water Research*, **46**:6811–6823.

Moseman-Valtierra, S., Gonzalez, R., Kroeger, K.D., Tang, J., Chao, W.C., Crusius, J., Bratton, J., Green, A. & Shelton, J. (2011) Short-term nitrogen additions can shift a coastal wetland from a sink to a source of N<sub>2</sub>O. *Atmospheric Environment*, **45**:4390–4397.

Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z.W., . . . & Scheffer, M. (2011) Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, **1**:101–105.

Mudge, S.M., Icely, J.D. & Newton, A. (2007) Oxygen depletion in relation to water residence times. *Journal of Environmental Monitoring*, **9**:1194–1198.

Natuhara, Y. (2013) Ecosystem services by paddy fields as substitutes of natural wetlands in Japan. *Ecological Engineering*, **56**:97–106.

Nilsson, J.E. 2023. Nitrogen Removal in Created Wetlands: Considerations – Challenges – Possibilities, Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 2302. Uppsala: Acta Universitatis Upsaliensis. ISBN 978-91-513-1886-8.

Nilsson, J.E., Audet, J., Ehde, P.M., Weisner, S.E.B. & Liess, A. (inskickad) Multi-functional wetlands can efficiently remove nitrogen while reducing flood risk.

Nilsson, J.E., Liess, A., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. (2020) Mature wetland ecosystems remove nitrogen equally well regardless of initial planting. *Science of the Total Environment*, **716**:137002.

Nilsson, J.E., Liess, A. & Weisner, S.E.B. 2021. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i Kalmar län. Jordbruksverket, Utvärderingsrapport 2021:4.

Nilsson, J.E., Weisner, S.E.B. & Liess, A. (2023) Wetland nitrogen removal from agricultural runoff in a changing climate. *Science of the Total Environment*, **892**:164336.

O’Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A. & Gobler, C.J. (2012) The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, **14**:313–334.

Pacheco, F.S., Roland, F. & Downing, J.A. (2014) Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. *Inland Waters*, **4**:41–48.

Pardo, I. & García, L. (2016) Water abstraction in small lowland streams: unforeseen hypoxia and anoxia effects. *Science of the Total Environment*, **568**:226–235.

- Persson, G., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H., . . . & Sjökvist, E. (2015a) Framtidsklimat i Hallands län – enligt RCP-scenarier. *SMHI, klimatologi, rapport 28 2015*.
- Persson, G., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H., . . . & Sjökvist, E. (2015b) Framtidsklimat i Kalmar län – enligt RCP-scenarier. *SMHI, klimatologi, rapport 26 2015*.
- Persson, J., Somes, N.L.G. & Wong, T.H.F. (1999) Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, **40**:291–300.
- Persson, J. & Wittgren, H.B. (2003) How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*, **21**:259–269.
- Peters, W., Bastos, A., Ciais, P. & Vermeulen, A. (2020) A historical, geographical and ecological perspective on the 2018 European summer drought. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **375**:20190505.
- Pilling, C.G. & Jones, J.A.A. (2002) The impact of future climate change on seasonal discharge, hydrological processes and extreme flows in the Upper Wye experimental catchment, mid-Wales. *Hydrological Processes*, **16**:1201–1213.
- Quin, A., Jaramillo, F. & Destouni, G. (2015) Dissecting the ecosystem service of large-scale pollutant retention: the role of wetlands and other landscape features. *Ambio*, **44**:127–137.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Díaz, R.J. & Justić, D. (2009) Global change and eutrophication of coastal waters. *Ices Journal of Marine Science*, **66**:1528–1537.
- Ramsar. (2007) Ramsar Information Paper no. 1: What are wetlands? *The Ramsar Convention on Wetlands*.
- Rousi, E., Selten, F., Rahmstorf, S. & Coumou, D. (2021) Changes in North Atlantic atmospheric circulation in a warmer climate favor winter flooding and summer drought over Europe. *Journal of Climate*, **34**:2277–2295.
- Sabokrouhiyeh, N., Bottacin-Busolin, A., Savickis, J., Nepf, H. & Marion, A. (2017) A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. *Ecological Engineering*, **105**:170–179.
- Shulse, C.D., Semlitsch, R.D., Trauth, K.M. & Gardner, J.E. (2012) Testing wetland features to increase amphibian reproductive success and species richness for mitigation and restoration. *Ecological Applications*, **22**:1675–1688.
- Skinner, M. (2022) Wetland phosphorus dynamics and phosphorus removal potential. *Water Environment Research*, **94**:e10799.
- Smith, V.H. (2003) Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems – a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, **10**:126–139.
- Sohail, T., Zika, J.D., Irving, D.B. & Church, J.A. (2022) Observed poleward freshwater transport since 1970. *Nature*, **602**:617–622.

- Song, K., Lee, S.H., Mitsch, W.J. & Kang, H. (2010) Different responses of denitrification rates and denitrifying bacterial communities to hydrologic pulsing in created wetlands. *Soil Biology & Biochemistry*, **42**:1721–1727.
- Song, X.J., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. (2019) Effects of water depth and phosphorus availability on nitrogen removal in agricultural wetlands. *Water*, **11**:2626.
- Spieles, D.J. & Mitsch, W.J. (2000) The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, **14**:77–91.
- Tang, Y., Leon, A.S. & Kavvas, M.L. (2020a) Impact of dynamic storage management of wetlands and shallow ponds on watershed-scale flood control. *Water Resources Management*, **34**:1305–1318.
- Tang, Y., Leon, A.S. & Kavvas, M.L. (2020b) Impact of size and location of wetlands on watershed-scale flood control. *Water Resources Management*, **34**:1693–1707.
- Tanner, C.C. & Kadlec, R.H. (2013) Influence of hydrological regime on wetland attenuation of diffuse agricultural nitrate losses. *Ecological Engineering*, **56**:79–88.
- Thorslund, J., Jarsjö, J., Jaramillo, F., Jawitz, J.W., Manzoni, S., Basu, N.B., Chalov, S.R., Cohen, M.J., Creed, I.F., . . . & Destouni, G. (2017) Wetlands as large-scale nature-based solutions: status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, **108**:489–497.
- Toet, S., Huibers, L., Logtestijn, R. & Verhoeven, J.T.A. (2003) Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia*, **501**:29–44.
- Tomer, M.D., Crumpton, W.G., Bingner, R.L., Kostel, J.A. & James, D.E. (2013) Estimating nitrate load reductions from placing constructed wetlands in a HUC-12 watershed using LiDAR data. *Ecological Engineering*, **56**:69–78.
- Valach, A.C., Kasak, K., Hemes, K.S., Anthony, T.L., Dronova, I., Taddeo, S., Silver, W.L., Szutu, D., Verfaillie, J., . . . & Baldocchi, D.D. (2021) Productive wetlands restored for carbon sequestration quickly become net CO<sub>2</sub> sinks with site-level factors driving uptake variability. *Plos One*, **16**:e0248398.
- Vaughan, M.C.H., Bowden, W.B., Shanley, J.B., Vermilyea, A., Sleeper, R., Gold, A.J., Pradhanang, S.M., Inamdar, S.P., Levia, D.F., . . . & Schroth, A.W. (2017) High-frequency dissolved organic carbon and nitrate measurements reveal differences in storm hysteresis and loading in relation to land cover and seasonality. *Water Resources Research*, **53**:5345–5363.
- Vretare, V., Weisner, S.E.B., Strand, J.A. & Granéli, W. (2001) Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany*, **69**:127–145.
- Weisner, S.E.B., Johannesson, K., Thiere, G., Svengren, H., Ehde, P.M. & Tonderski, K.S. (2016) National large-scale wetland creation in agricultural areas – potential versus realized effects on nutrient transports. *Water*, **8**:544.
- Weisner, S.E.B., Johannesson, K. & Tonderski, K. (2015) Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket: Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. *Jordbruksverket, Rapport 2015:7*.

- Weisner, S.E.B. & Thiere, G. (2010) Effects of vegetation state on biodiversity and nitrogen retention in created wetlands: a test of the biodiversity-ecosystem functioning hypothesis. *Freshwater Biology*, **55**:387–396.
- Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P. & Doody, D.G. (2014) Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability*, **6**:5853–5875.
- Wu, Y.F., Zhang, G.X., Rousseau, A.N., Xu, Y.J. & Foulon, E. (2020) On how wetlands can provide flood resilience in a large river basin: a case study in Nenjiang river Basin, China. *Journal of Hydrology*, **587**:125012.
- Wörman, A. & Kronnäs, V. (2005) Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, **301**:123–138.
- Xia, Y.F., Zhang, M., Tsang, D.C.W., Geng, N., Lu, D.B., Zhu, L.F., Igalavithana, A.D., Dissanayake, P.D., Rinklebe, J., . . . & Ok, Y.S. (2020) Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry*, **63**:8.
- Xu, X.B., Chen, M.K., Yang, G.S., Jiang, B. & Zhang, J. (2020) Wetland ecosystem services research: a critical review. *Global Ecology and Conservation*, **22**:e01027.
- Xue, Y., Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Mulvaney, R.L. & Lindau, C.W. (1999) In situ measurements of denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, **28**:263–269.
- Zedler, J.B. (2003) Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **1**:65–72.
- Åhlén, I., Hambäck, P., Thorslund, J., Frampton, A., Destouni, G. & Jarsjö, J. (2020) Wetlandscape size thresholds for ecosystem service delivery: evidence from the Norrstrom drainage basin, Sweden. *Science of the Total Environment*, **704**:135452.



Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Kväveavskiljning i multifunktionella våtmarker i ett förändrat klimat

Anlagda våtmarker fyller en funktion att fånga upp överflödigt kväve från jordbruket. Kväveavskiljningen i våtmarker påverkas av olika faktorer som har betydelse för anlagda våtmarkers placering och utformning. Men vi vet för lite om hur våtmarkers kväveavskiljande förmåga påverkas av årstiders växlingar och olika vattenflöden.

Projektets fält- och experimentstudier visar att våtmarkers kväveavskiljande förmåga i mindre utsträckning påverkas av hydrologiska faktorer, och i större utsträckning av hur länge vatten hålls kvar i en våtmark, än vad som inledningsvis hade förväntats. Litteraturöversikten påvisar att multifunktionalitet i anlagda våtmarker gynnar vissa ekosystemtjänster, medan de missgynnar andra. Därför behövs flera våtmarker med olika funktion anläggas i landskapet.

Projektet har finansierats med Formas medel för det Nationella forskningsprogrammet om klimat men administrerats av Naturvårdsverket.