



Växthusgasutsläpp från våtmarker

En pilotstudie om effekter av utformning och näringsbelastning

Josefin Nilsson och Pia Geranmayeh

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
2025:1
2025

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Växthusgasutsläpp från våtmarker. En pilotstudie om effekter av utformning och näringsbelastning

Josefin Nilsson, <https://orcid.org/0000-0001-7049-7444>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö,

Pia Geranmayeh, <https://orcid.org/0000-0002-5399-8068>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö,

Detta verk är licenserat under CC BY NC ND 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsår:	(2025)
Utgivningsort:	(Uppsala)
Omslagsbild:	Josefin Nilsson
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Rapport 2025:1/ Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Nyckelord:	klimatförändring, övergödning

© 2025 (Josefin Nilsson och Pia Geranmayeh)

Detta verk är licenserat under CC BY NC ND 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

I detta pilotprojekt har den möjliga målkonflikten mellan hög näringsavskiljning och utsläpp av växthusgaser i anlagda våtmarker i jordbrukslandskap utvärderats. Pilotstudien genomfördes i november 2024 genom mätningar av näringsämnen och lösta växthusgaser i fält men under kontrollerade förhållanden i en experimentell våtmarksanläggning. Våtmarker med olika vattendjup, med och utan vegetation samt med olika näringsbelastningar jämfördes. Målet var att ta fram ny kunskap om våtmarkers utformning och placering för att främja hög näringsrening samtidigt som avgången av växthusgaser begränsas.

Resultaten indikerar att det till viss del finns en målkonflikt mellan näringsavskiljning och begränsade växthusgasutsläpp, eftersom våtmarkerna var en källa till metan. Dessutom visar resultaten tydligt att placering av våtmarker där de mottar hög näringsbelastning ökar fosforavskiljningen, samt att en högre fosforbelastning inte leder till att mer metan släpps ut. Det fanns också indikationer på att djupare vatten och avsaknad av vegetation gynnar näringsavskiljning och hämmar utsläpp av koldioxid och lustgas. För att säkerställa effekten på växthusgasutsläpp av våtmarkers utformning och näringsbelastning behövs upprepade studier under fler delar av året.

Nyckelord: klimatförändring, övergödning

Abstract

In this pilot project, we evaluated the potential goal conflict between high nutrient removal and emissions of greenhouse gases in constructed wetlands in agricultural landscapes. The pilot study was conducted in November 2024 through field measurements of nutrients and dissolved greenhouse gases under controlled conditions in an experimental wetland facility. Wetlands with varying water depths, with and without vegetation, and under different nutrient loads were compared. The aim was to generate new knowledge on wetland design and placement to maximise nutrient removal while limiting greenhouse gas emissions.

The results suggest that there is, to some extent, a trade-off between nutrient removal and reduced greenhouse gas emissions, as the wetlands were a source of methane. Additionally, the results clearly show how placement of wetlands in areas with high nutrient loads increases phosphorus removal, and that an increase in phosphorus load does not elevate methane emissions. Furthermore, deeper water and the absence of vegetation seemed to promote nutrient removal and suppress emissions of carbon dioxide and nitrous oxide. To confirm the effects of wetland design and nutrient loads on greenhouse gas emissions, further studies conducted across multiple seasons are required.

Keywords: climate change, eutrophication

Förord

Denna rapport presenterar en pilotstudie av växthusgasutsläpp från våtmarker med olika utformning och näringsbelastning. Uppdraget har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten (Anslag 1:11 Havs- och vattenmiljöanslaget) och genomförts av Josefin Nilsson och Pia Geranmayeh vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i samarbete med Martyn Futter vid SLU och Antonia Liess vid Högskolan i Halmstad. Uppdragets syfte har varit att undersöka om hög näringsavskiljning kan uppnås samtidigt som växthusgasutsläppen är begränsade. Pilotstudien utfördes under kontrollerade förhållanden i Högskolan i Halmstads experimentella våtmarksanläggning. Arbetet bidrar till Miljömålen *Ingen Övergödning, Hav i balans, Myllrande våtmarker, Levande sjöar och vattendrag* samt *Begränsad klimatpåverkan*. Författarna tackar Per Magnus Ehde och Joachim Audet för hjälp med förberedelser inför pilotstudien respektive beräkningar av gaskoncentrationer.

Innehållsförteckning

Växthusgasutsläpp från våtmarker. En pilotstudie om effekter av utformning och näringsbelastning	2
Förord	5
1. Introduktion	7
1.1 Bakgrund.....	7
1.2 Projektets syfte.....	8
2. Material och metoder.....	9
2.1 Våtmarksanläggning	9
2.2 Experimentdesign	10
2.3 Analyser	13
3. Resultat	15
3.1 Klimat	15
3.2 Vattenflöde	16
3.3 Organiskt kol	17
3.4 Kväve	19
3.5 Fosfor	22
3.6 Växthusgaser	25
4. Diskussion	29
5. Slutsatser.....	32
Referenser.....	33

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Våtmarker började anläggas med statliga medel under 1990-talet för att minska transporten av kväve (N) till havet och för att gynna biologisk mångfald. I och med att Vattendirektivet infördes implementerades våtmarker även för att fånga fosfor (P) och i dag fortsätter stora satsningar på kolinlagring. Svenska forskare har visat att en enskild våtmark inte kan bidra med alla dessa ekosystemtjänster, utan att vissa nyttor rentav kan motverka effekten av andra (Hambäck et al., 2022). Därför behöver våtmarkernas utformning optimeras för ett huvudsyfte (närlingsavskiljning, biodiversitet, klimat eller flöde) för att sedan anpassas till möjliga synergier med andra ekosystemtjänster samtidigt som eventuella målkonflikter minimeras. Hambäck et al. (2022) konstaterade också en stor brist på mätningar av flera ekosystemtjänster i en och samma våtmark, vilket innebär kunskapsluckor kring potentiella synergier och målkonflikter.

För effektiv reningsförmåga ska våtmarker motta hög näringsbelastning, vilket uppnås genom placering i områden med hög andel jordbruksmark (Geranmayeh et al., 2024b; Djodjic et al., 2022). Dock visar några synoptiska mätningar av löst metan (CH_4) och lustgas (N_2O) i ett 40-tal jordbruksvåtmarker i Halland och Mälardalen att halter av löst CH_4 påverkas av inflödande kol- och fosforhalter samt att N_2O påverkas av kvävekoncentrationer (Geranmayeh et al., 2024a). Det innebär att det kan finnas en målkonflikt mellan minskad övergödning och klimatpåverkan, då placering av våtmarker där de renar mest näring också orsakar större avgång av växthusgaser. Även våtmarkers utformning (vattendjup, storlek och vegetation) har en påverkan på dess förmåga att rena näring och på de mikrober som producerar och konsumerar växthusgaser. Eftersom flera faktorer påverkar i vilken

utsträckning våtmarker avskiljer näringsämnen och avger växthusgaser behövs studier som under kontrollerande förhållanden undersöker hur våtmarkers utformning kan optimeras för god näringsrenande förmåga med minimerad avgång av växthusgaser.

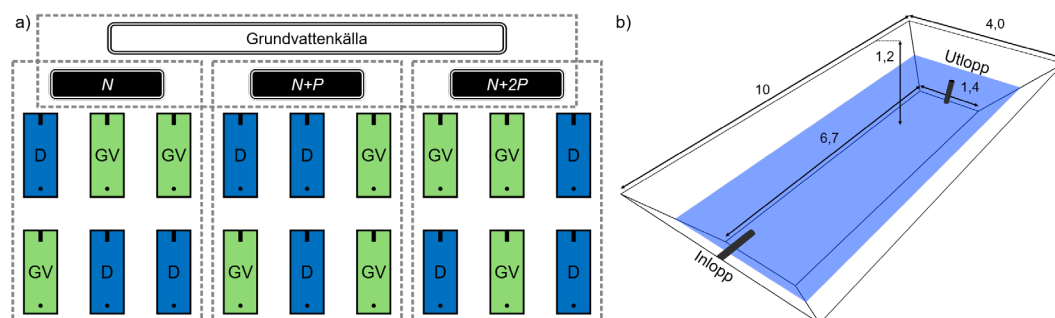
1.2 Projektets syfte

Syftet med pilotprojektet var att undersöka om det är möjligt att undvika en målkonflikt för anlagda våtmarker i jordbrukslandskap genom att uppnå hög näringsavskiljning och samtidigt begränsa utsläppen av växthusgaser. Genom att kvantifiera avskiljning och utsläpp under kontrollerande förhållanden i en experimentanläggning med våtmarker av olika djup, vegetation och näringsbelastning bidrar resultaten till att framtida våtmarkers placering och utformning kan optimeras för minskad övergödning och klimatpåverkan.

2. Material och metoder

2.1 Våtmarksanläggning

Pilotstudien genomfördes mellan den 17–21 november 2024 i Högskolan i Halmstads experimentella våtmarksanläggning. Denna anläggning, tidigare beskriven av exempelvis Nilsson et al. (2020; 2024), består av 18 replikerade våtmarker med ställbart inflöde och djup. Grundvatten leds in till anläggningen och förs via tre inloppsbrunnar vidare till sex våtmarker vardera (figur 1a). Detta grundvatten har hög kvävekoncentration och låg fosforkoncentration, i genomsnitt 7,89 mg/l respektive 0,017 mg/l, vid studiens första provtagning. De tre brunnarna möjliggör tillsättning av exempelvis fosfor innan vattnet når våtmarkerna. Alla våtmarker är rektangulära med slutande kanter ner till en platt botten (figur 1b). Varje våtmarks area är cirka 20–25 m² beroende på våtmarkens djup, vilket kan ställas in med hjälp av det vertikala utloppsröret. Med en kran på inloppsröret kan flödes hastigheten till varje våtmark regleras.



Figur 1. Den experimentella våtmarksanläggningen i Halmstad där pilotstudien genomfördes: a) översikt och fördelning av behandlingar och b) utformning av varje våtmark. Inkommande grundvatten leds från källan till tre brunnar benämnda N (hög kvävekoncentration), N-P (hög kväve- och medelhög fosforkoncentration) eller N-2P (hög kväve- och fosforkoncentration) och vidare till tre grunda våtmarker med vegetation (GV) och tre djupa våtmarker utan vegetation (D). Måtten i panel b är medelvärden av mått från alla 18 våtmarker. Färg i panel a indikerar behandling medan den blå färgen i panel b representerar våtmarkens vattenyta. Figur modifierad från Nilsson et al., 2024.

Våtmarksanläggningen är belägen i ett jordbrukslandskap med omgivande åkrar och har sina 18 våtmarker placerade i två rader med nio i varje rad (figur 2). Inför pilotstudien iordningställdes anläggningen genom att vegetation klipptes bort från hälften av våtmarkerna, djupen justerades och gräset mellan våtmarkerna i anläggningen klipptes. Den vegetation som fanns i våtmarkerna hade vuxit ostört sedan 2020 då vegetationen senast klipptes (beskrivet i Choudhury et al., 2024). Förberedelserna i anläggningen gjordes mellan 21–24 oktober 2024, det vill säga ungefär en månad innan pilotstudien påbörjades.



Figur 2. Den experimentella våtmarksanläggningen förberedd inför pilotstudien. Hälften av våtmarkerna var djupa utan vegetation och den andra hälften är grunda med vegetation. Foto: Josefin Nilsson, 2024-10-24.

2.2 Experimentdesign

I denna pilotstudie undersöktes effekter på växthusgasutsläpp av våtmarkers utformning samt näringsbelastning, vilken är kopplad till våtmarkens placering i landskapet. De olika utformningarna som testades var grund med vegetation (*GV*; figur 3a) och djup utan vegetation (*D*; figur 3b). I grunda våtmarker lämnades vegetationen, främst bestående av vass (*Phragmites australis*), orörd förutom lite utglesning kring in- och utloppsrör för att möjliggöra mätning och provtagning. Utloppsrören i grunda våtmarker justerades för att uppnå ett djup av 0,35 m. All övervattensvegetation togs bort i djupa våtmarker genom klippning i höjd med sedimentet. Undervattensvegetation och flytande vegetation, vilka utgjorde en mindre del av vegetationstäckningen, lämnades kvar. I dessa våtmarker sattes djupet till 0,60 m.



Figur 3. De två olika våtmarksutformningarna som testades i pilotstudien: a) grund med vegetation (GV) och b) djup utan vegetation (D). Foto: Josefin Nilsson, 2024-10-24.

De näringsbelastningar som undersöktes var hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Kombinationen av utformning och näringsbelastning innebar sex behandlingar med tre replikat per behandling (tabell 1).

Tabell 1. Förklaring av de sex behandlingar som testades i pilotstudien.

Behandling	Utformning		Näringsbelastning	
	Vattennivå	Vattenyta	Kväve	Fosfor
GV-N	Grund	Täckt av vegetation	Hög	Låg
D-N	Djup	Öppen vattenspegel	Hög	Låg
GV-N-P	Grund	Täckt av vegetation	Hög	Medel
D-N-P	Djup	Öppen vattenspegel	Hög	Medel
GV-N-2P	Grund	Täckt av vegetation	Hög	Hög
D-N-2P	Djup	Öppen vattenspegel	Hög	Hög

Våtmarkernas utformning medförde att djupa våtmarker också hade större area än grunda våtmarker (tabell 2). Vattenflödet var lika stort in till alla våtmarker, men våtmarkernas hydrauliska belastning (HLR) skiljde sig på grund av areaskillnaderna.

Tabell 2. Genomsnittligt djup, flöde, area, volym, hydraulisk belastning (HLR) och hydraulisk uppehållstid (HRT) i grunda våtmarker med vegetation (GV) och djupa våtmarker utan vegetation (D) under pilotstudien.

Våtmarker	Djup (m)	Flöde (m ³ /h)	Area (m ²)	Volym (m ³)	HLR (m/d)	HRT (d)
GV	0,35	0,13	18,7	4,84	0,16	1,60
D	0,60	0,13	26,4	10,4	0,11	3,44

För att uppnå olika näringsbelastningar tillsattes fosfor i form av KH_2PO_4 i två av tre inloppsbrunnar. Den mängd KH_2PO_4 som tillsattes var 44 g i brunn *N-P* och 133 g i brunn *N-2P*, motsvarande 10 respektive 30 g fosfor. Målsättningen var att tydligt öka fosforkoncentrationen i *N-P* och att uppnå två till tre gånger högre koncentration i *N-2P*, samtidigt som medelkoncentrationerna under pilotstudien var rimliga i förhållande till de koncentrationer som når anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. För att ta höjd för fosforförluster tillsattes tre gånger mer fosfor i brunn *N-2P* än i brunn *N-P*. Före tillsättningen löstes KH_2PO_4 i avjoniserat vatten för att uppnå en koncentration av 1 mol/l. Från denna lösning skapades två nya lösningar med 10 g fosfor för brunn *N-P* och 30 g fosfor för brunn *N-2P*, vilka sedan spädades med avjoniserat vatten till en volym av 1 l. I anläggningen blandades dessa med 9 l vatten från respektive brunn i en 10 l vattenkanna. De färdiga lösningarna strilades ner i brunnarna under omröring. I brunn *N*, där fosfor inte tillsattes, gjordes samma procedur som i övriga brunnar med att hälla vatten och röra om i brunnen. Tillsättning av fosfor gjordes den 18 november klockan 9:30 i brunn *N-P* och klockan 10:00 i brunn *N-2P*. Provtagning genomfördes dagen före tillsättning samt 1, 4, 8, 12, 24, 48 och 72 timmar efter tillsättningen av fosfor. Dessa prover benämns som h0–h72 (tabell 3).

Tabell 3. Tidpunkt för provtagning i de tre inloppsbrunnarna samt sex våtmarker kopplad till varje brunn. Tidpunkten avser tiden då provet togs i brunnen. Prover från våtmarkerna togs inom 15 min efter utsatt tid. Prov h0 togs dagen före fosfortillsättning, övriga provnamn anger antal timmar efter tillsättningen.

Prov	h0	h1	h4	h8	h12	h24	h48	h72
<i>N</i> , 1–6	13:00	10:00	13:00	17:00	21:00	09:00	09:00	09:00
<i>N-P</i> , 7–12	14:00	10:30	13:30	17:30	21:30	09:30	09:30	09:30
<i>N-2P</i> , 13–18	14:30	11:00	14:00	18:00	22:00	10:00	10:00	10:00

Alla redskap som användes vid provtagning sköljdes av i brunnen/våtmarken innan prov samlades in. En bägare på ett långt skaft användes vid provtagning för att ta upp vatten från brunnen eller våtmarken och proverna togs från denna bägare. Vid varje provtagningstillfälle och vid varje provtagningspunkt togs två vattenprover (250 samt 100 ml) för vattenkemianalyser och ett vattenprov (5 ml) för analys av lösta växthusgaser. Det sistnämnda provet togs genom att 5 ml vatten sprutades in i en förberedd GC-vial innehållande kvävgas, fosforsyra och zinkklorid.

2.3 Analyser

Alla prover analyserades i SLU:s labb i enlighet med respektive standard. Vattenkemi analyserades i det ackrediterade geokemilabbet vid institutionen för vatten och miljö i Uppsala och växthusgaser analyserades på forskningslabbet vid institutionen för skogens ekologi och skötsel i Umeå. Insamlade prover mottogs av labben senast dagen efter insamling. Proverna analyserades för innehåll av totalfosfor (tot-P), fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), totalkväve (tot-N), nitrit- och nitratkväve ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$), ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), totalt organiskt kol (TOC), metan (CH_4), koldioxid (CO_2) och lustgas (N_2O). I fält mättes flödeshastigheter, pH, luft- och vattentemperatur, medan regndata och lufttryck togs från närliggande SMHI-väderstationer (mätstation 62400 och 62410 i Halmstad). I dataanalysen sattes alla mätvärden under detektionsgränsen till detektionsgränsen. De fosfor- och kvävekoncentrationer som presenteras i rapporten är tot-P respektive tot-N om inte annat anges.

Vattenlösta gaskoncentrationer beräknades utifrån koncentrationerna i proven enligt Henrys lag och med hjälp av Henrys konstant korrigerad för vattentemperatur och atmosfärstryck vid provtagningstillfället (Wiesenburg & Guinasso, 1979; Weiss & Price, 1980). Provkoncentrationer av CO_2 omvandlades till löst oorganiskt kol (DIC) och räknades om till vattenlöst CO_2 med hjälp av ekvationer för karbonatjämvikt vid den temperatur och pH som rådde på den tid och plats där provet togs (Gelbrecht et al., 1998).

Avskiljning av organiskt kol, kväve och fosfor beräknades som den absoluta skillnaden mellan belastning och utloppstransport (gram per dag) samt som relativ avskiljning (procent av belastningen). Transporterna in till och ut ur våtmarken beräknades genom att multiplicera flödeshastigheten med inlopps- respektive utloppskoncentrationen. Flödeshastigheten mättes vid inloppet, men antas baserat på tidigare mätningar och våtmarkernas utformning vara densamma vid utloppet. Absolut avskiljning beräknades först för varje timme. För att få fram värden mellan mätningar användes linjär interpolation mellan föregående och efterföljande mätvärde. Avskiljningen summerades sedan över studiens 72 timmar och delades med tre för att uttryckas i g/d. Relativ avskiljning beräknades genom att dela den

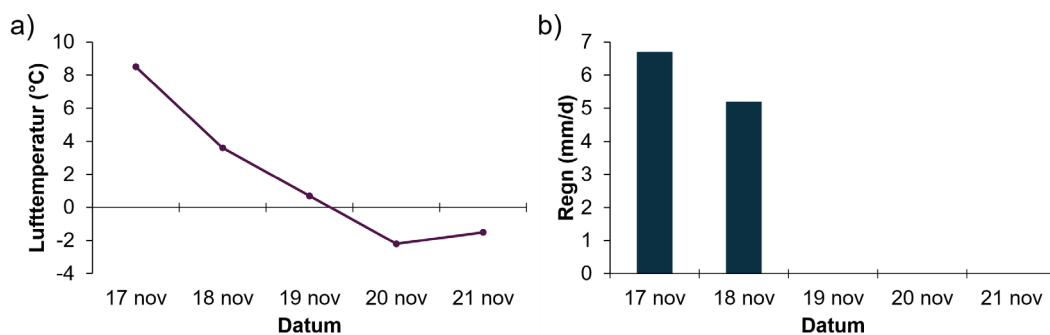
summerade avskiljningen under studien med den summerade belastningen, och multiplicera med 100.

Statistiska analyser gjordes i IBM SPSS 29. Vanligen användes ett medelvärde per inkluderad våtmark eller inloppsbrunn för att undvika pseudoreplikering. Log10-transformering användes för att uppnå normalfördelning. Eftersom endast ett prov tagits per brunn och tidpunkt är inga statistiska tester gjorda för att bevisa skillnader mellan brunnarna och inga standardfel anges på inloppsvärden. Skillnader mellan behandlingar bedömdes med oberoende t-test eller ANOVA med Tukey HSD post hoc-test, och relationer mellan variabler testades med Pearson-korrelation. Statistisk signifikans fastställdes vid $p < 0,05$.

3. Resultat

3.1 Klimat

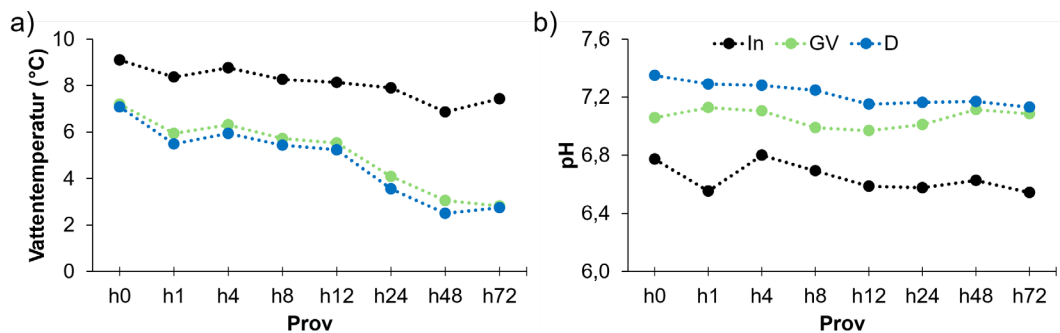
Pilotstudien genomfördes 17–21 november 2024 när lufttemperaturen var relativt låg, men under studiens två sista dagar blev det till och med minusgrader (figur 4a). Detta ledde till att våtmarkerna blev täckta av is. Vid provtagning efter 48 timmar var alla djupa våtmarker utan vegetation täckta av ett tunt islager och vid den sista provtagningen efter 72 timmar var även de grunda våtmarkerna med vegetation istäckta. För att kunna samla in prover dessa dagar hackades isen sönder kring våtmarkernas utloppsrör. Under studiens första två dagar regnade det totalt 12 mm medan det var uppehåll resterande dagar (figur 4b).



Figur 4. Klimatdata under pilotstudien: a) lufttemperatur och b) regnmängd. Temperatur mättes i anläggningen cirka kl 9:00 på morgonen varje dag. Regndata hämtades från en närliggande SMHI-mätstation och avser hela dygnet.

Temperatursänkningen blev också tydlig i vattentemperatur. Vattnet i inloppsbrunnarna var i genomsnitt 7,6°C medan genomsnittstemperaturen vid våtmarkernas utlopp var kallare, 3,8°C ($p < 0,001$, $F_2 = 159,96$; figur 5a). Vattentemperaturen skiljde sig inte mellan grunda och djupa våtmarker. Det genomsnittliga pH-värdet skiljde sig dock både mellan inlopp och utlopp och

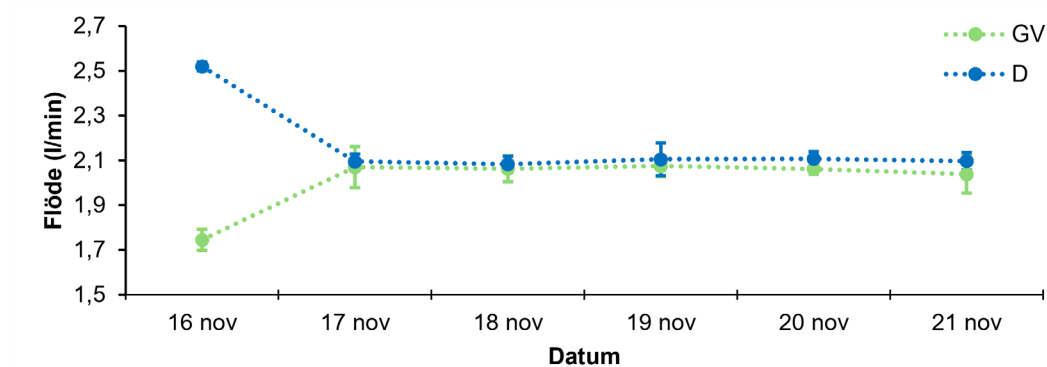
mellan grunda och djupa våtmarker. Genomsnittligt pH var 6,6 in, 7,1 i grunda och 7,2 i djupa våtmarker ($p < 0,001$, $F_2 = 43,11$; figur 5b).



Figur 5. Medelvärden i a) vattentemperatur och b) pH-värde i våtmarkernas inlopp (In, svart; $n=3$) samt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön; $n=9$) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå; $n=9$) vid varje provtagningstillfälle. Observera att y-axeln i panel b inte börjar på 0.

3.2 Vattenflöde

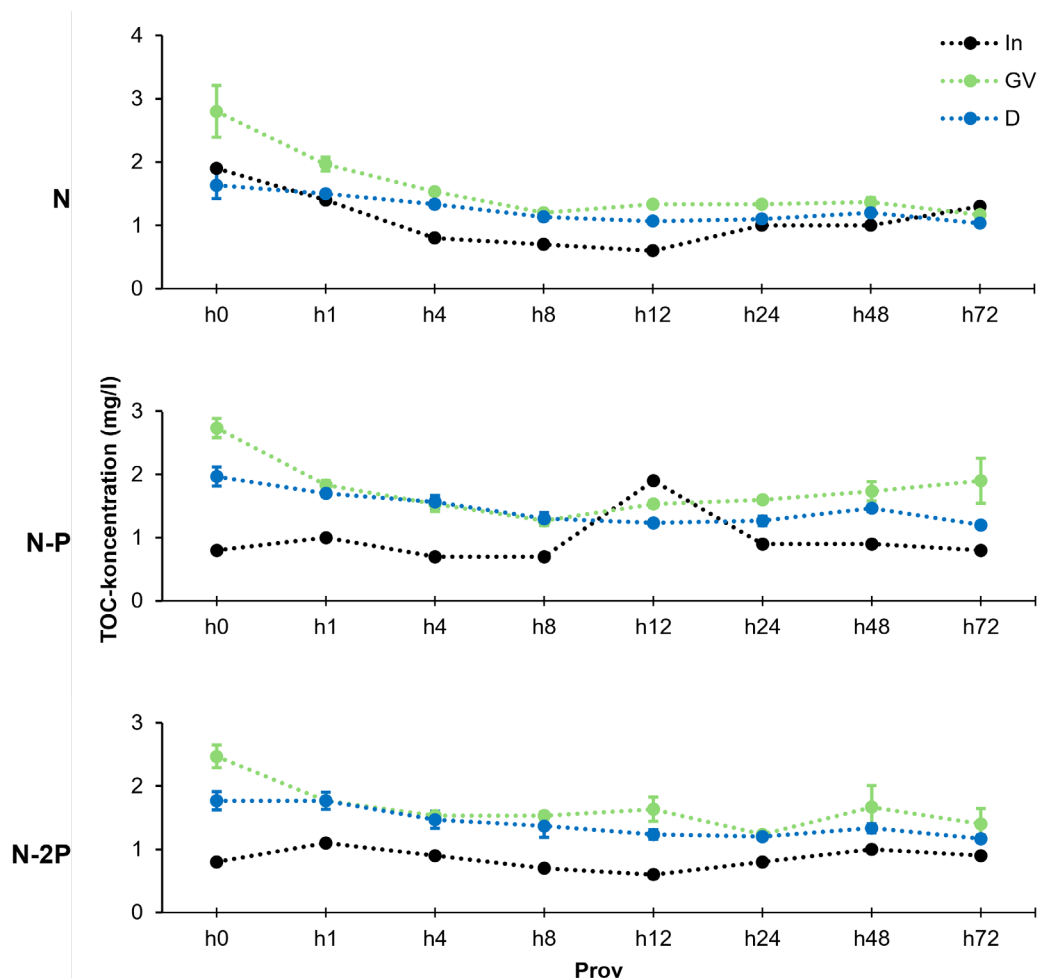
Före studiens början var inflödena inställda på 1,7 l/min i grunda våtmarker med vegetation och 2,5 l/min i djupa våtmarker utan vegetation (figur 6). Flödena ställdes om till 2,1 l/min cirka klockan 9:00 den 17/11, omkring fem timmar innan första provet togs. Det genomsnittliga inflödet till våtmarkerna under studien var 2,1 l/min och inga skillnader mellan behandlingar kunde påvisas.



Figur 6. Vattenflöde uppmätt vid inloppen till grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) innan studiens början (16 november) samt varje morgon under pilotstudien (17–21 nov). Felstaplar visar standardfel ($n=9$). Observera att y-axeln inte börjar på 0.

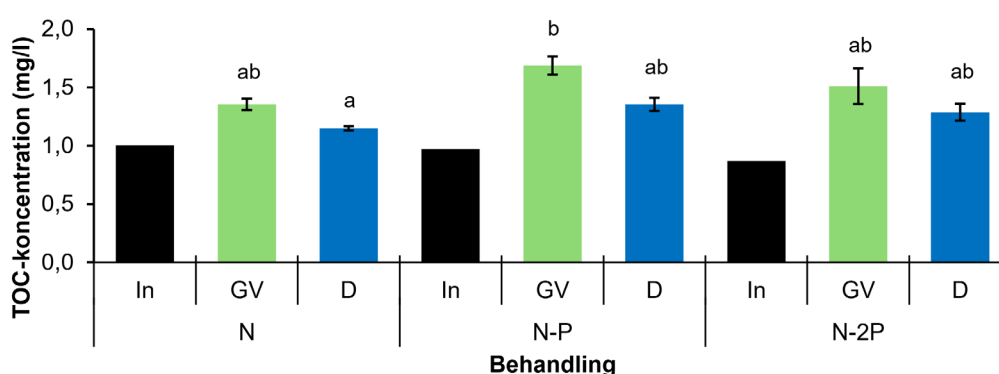
3.3 Organiskt kol

Under studiens gång skedde vissa fluktuationer i TOC-koncentration såväl i inloppen som i utloppen från våtmarkerna (figur 7). Inloppskoncentrationen varierade mellan 0,60 och 1,90 mg/l medan utloppskoncentrationerna, angivna som medel per behandling och provtagning, varierade mellan 1,03 och 2,80 mg/l under studien. Inloppskoncentrationen var vid de flesta provtagningar lägre än utloppskoncentrationen, i synnerhet i våtmarker där fosfor tillsatts. Ett undantag från detta är att inloppskoncentrationen var högre än utloppskoncentrationerna 12 timmar efter tillsättning av fosfor i de våtmarker som mottog hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (figur 7).



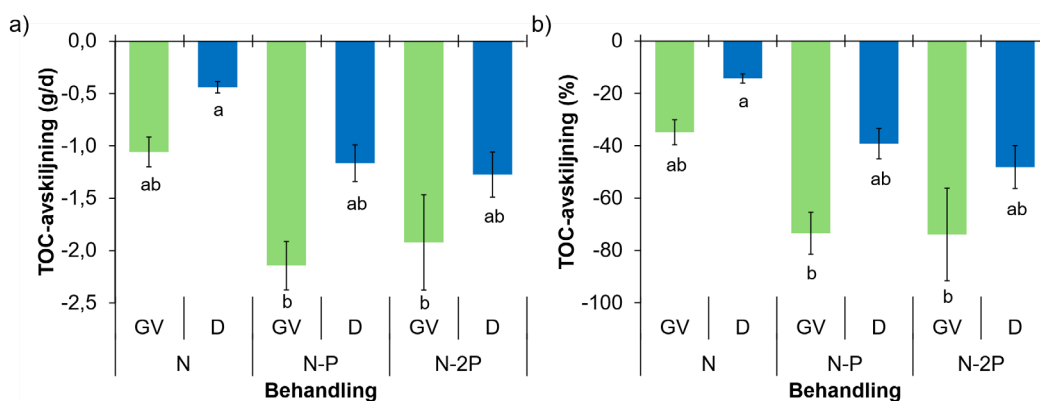
Figur 7. Koncentration av totalt organiskt kol (TOC) i våtmarkernas inlopp (In, svart) och vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) vid varje provtagningstillfälle. Figuren är uppdelad per näringsbelastning (överst: hög kvävekoncentration, N; mitten: hög kväve- och medelhög fosforkoncentration, N-P; nederst: hög kväve- och fosforkoncentration, N-2P). Felstaplar visar standardfel (n=3).

I genomsnitt mottog våtmarkerna en TOC-koncentration på 0,95 mg/l under studien. Medelkoncentrationerna vid utloppen var signifikant högre, i genomsnitt 1,52 mg/l i grunda våtmarker med vegetation och 1,26 mg/l i djupa våtmarker utan vegetation ($p < 0,001$, $F_2 = 11,78$; figur 8). Koncentrationen av TOC var alltså högre ut ur grunda våtmarker än från djupa. Även mellan behandlingar fanns det en skillnad i utloppskoncentration av TOC, då koncentrationen var högre i grunda våtmarker med medelhög fosforkoncentration än i djupa våtmarker med hög kvävekoncentration utan tillsatt fosfor ($p = 0,036$, $F_5 = 3,46$; figur 8).



Figur 8. Genomsnittlig koncentration av totalt organiskt kol (TOC) i våtmarkernas inlopp (In, svart) samt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) över hela studien. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n = 3$).

Alla våtmarker i studien var nettokällor till TOC (figur 9). Både grunda och djupa våtmarker uppvisade alltså negativ TOC-avskiljning och släppte ut mer TOC än vad de mottog. Både våtmarkens utformning och dess näringsbelastning påverkade TOC-utsläppen såväl i mängd per dygn ($p = 0,019$, $F_5 = 4,25$; figur 9a) som i procent av belastningen ($p = 0,018$, $F_5 = 4,30$; figur 9b). Grunda våtmarker med tillsatt fosfor släppte i genomsnitt ut 2,03 g TOC per dag (-74 %). Utsläppen från djupa våtmarker utan tillsatt fosfor var signifikant lägre, i genomsnitt 0,44 g/d (-15 %). Det fanns därmed en tendens till att grunda våtmarker med vegetation släppte ut mer TOC än djupa våtmarker utan vegetation och att tillsättning av fosfor ledde till högre TOC-utsläpp jämfört med våtmarker som mottog mycket kväve men lite fosfor.

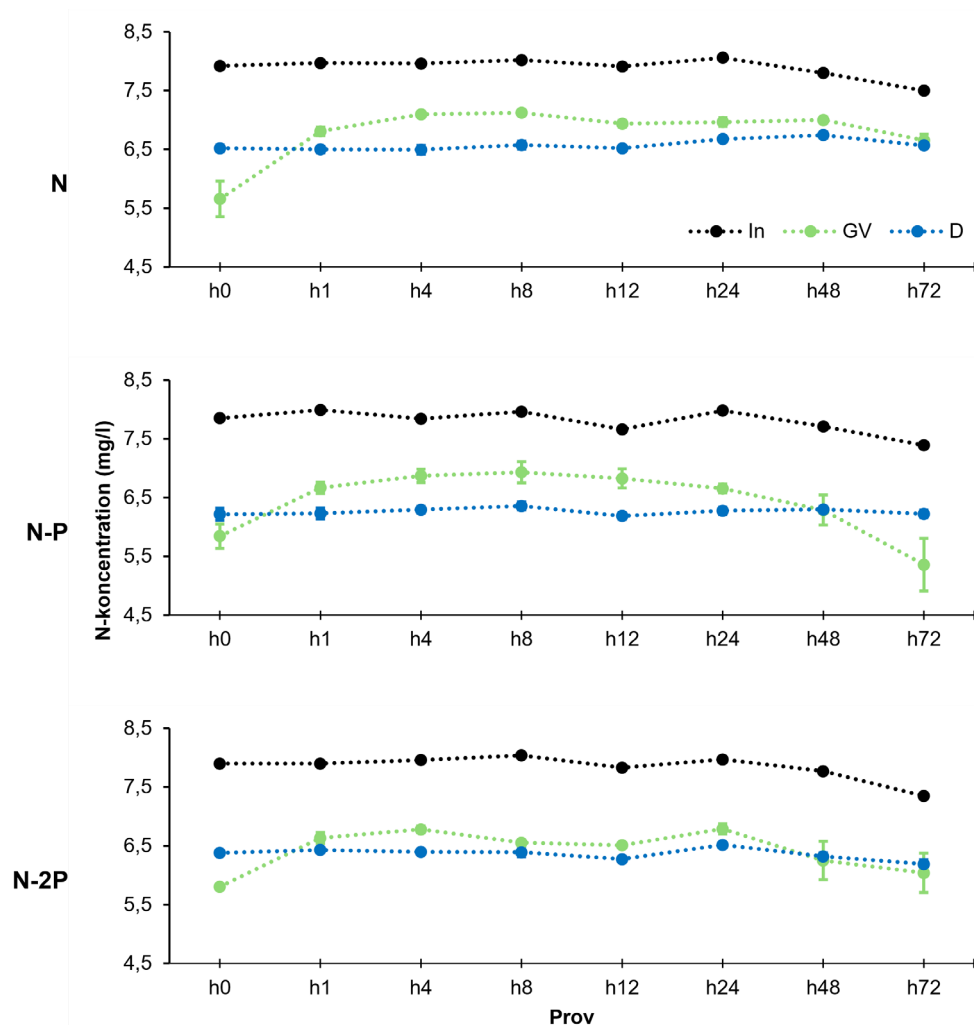


Figur 9. Total avskiljning av totalt organiskt kol (TOC) under hela studieperioden angett a) som den absoluta skillnaden mellan belastning och utloppstransport (uttryckt i g/d) samt b) som procent av belastningen. Grunda våtmarker med vegetation (GV) representeras med grön färg och djupa våtmarker utan vegetation (D) med blå. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n=3$).

3.4 Kväve

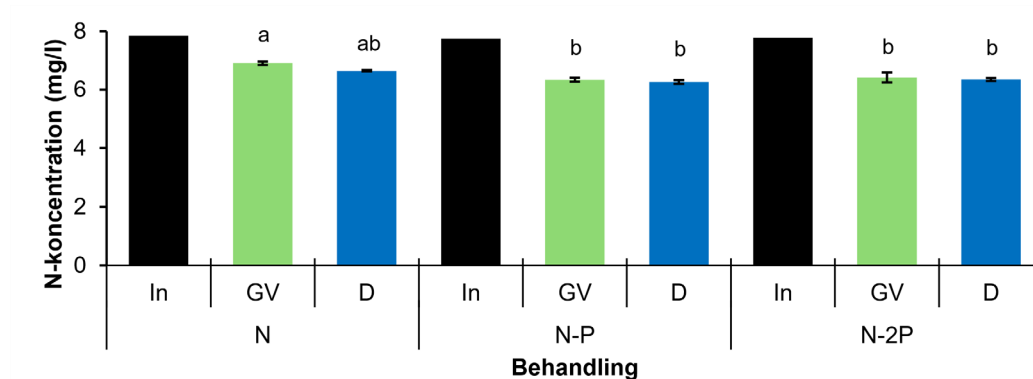
Under studien var inloppskoncentrationen av kväve relativt stabil (figur 10). Vid de sista två provtagningstillfällena var dock inloppskoncentrationen något lägre än i tidigare prov, vilket kan bero på variationer i grundvattnet som pumpas upp och in till anläggningen. I alla grunda våtmarker med vegetation ökade kvävekoncentrationen vid utloppet mellan det första och andra provet. Detta kan bero på att ökningen av vattenflöde till dessa våtmarker efter prov h0 ökade kvävebelastningen och samtidigt sänkte uppehållstiden.

Den genomsnittliga kvävekoncentrationen i inloppen var 7,79 mg/l under studien. Medelkoncentrationen vid utloppen var lägre (6,49 mg/l) och skilde sig inte mellan våtmarker med olika djup ($p < 0,001$, $F_2=33,98$; figur 11). Mellan behandlingar fanns det däremot en skillnad i utloppskoncentration ($p=0,006$, $F_5=5,69$). I våtmarker där fosfor tillsatts var kvävekoncentrationen signifikant lägre än i grunda våtmarker utan fosfortillsättning, men jämfört med djupa våtmarker utan fosfortillsättning fanns ingen skillnad. Av det totalkväve som uppmättes var 95 % i form av nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$).



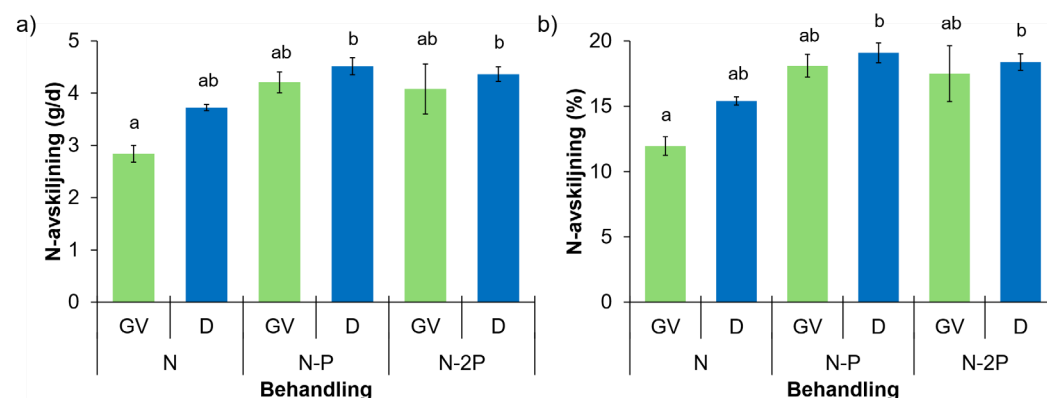
Figur 10. Koncentration av kväve (N) i våtmarkernas inlopp (In, svart) och vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) vid varje provtagningstillfälle. Figuren är uppdelad per näringsbelastning (överst: hög kvävekoncentration, N; mitten: hög kväve- och medelhög fosforkoncentration, N-P; nederst: hög kväve- och fosforkoncentration, N-2P). Felstaplar visar standardfel (n=3). Observera att y-axeln inte börjar på 0.

Trots att kvävebelastningen var tänkt att vara densamma i alla våtmarker fanns det en liten men signifikant skillnad mellan två av behandlingarna ($p=0,034$, $F_5=3,55$). Djupa våtmarker utan fosfortillsättning mottog i genomsnitt 24,2 g N per dag under studien, medan grunda våtmarker med medelhög tillsättning av fosfor belastades med 23,3 g/d. I förhållande till den totala kvävebelastningen kan denna skillnad dock anses vara liten.



Figur 11. Genomsnittlig koncentration av kväve (N) i våtmarkernas inlopp (In, svart) samt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) över hela studien. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n=3$).

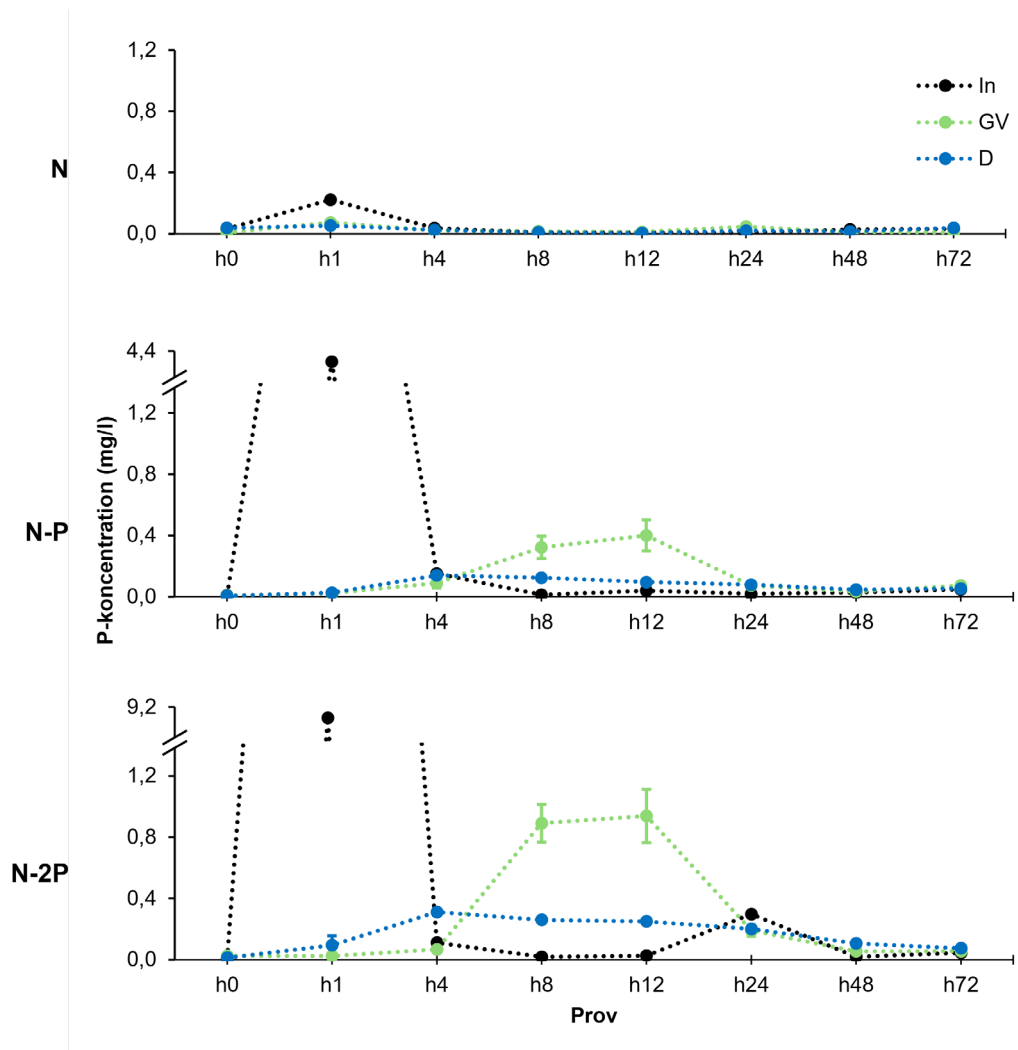
Våtmarkernas utformning och näringsbelastning påverkade hur mycket kväve som avskildes. Detta gäller såväl uttryckt i mängd per dag ($p=0,018$, $F_5=4,32$; figur 12a) som i procent av belastningen ($p=0,021$, $F_5=4,11$; figur 12b). Avskiljningen var signifikant högre i djupa våtmarker med tillsatt fosfor än i grunda våtmarker utan tillsatt fosfor. Djupa våtmarker med fosfortillsättning avskilde 4,4 g N per dag vilket motsvarar 19 % av kvävebelastningen. Grunda våtmarker utan fosfor avskilde däremot endast 2,8 g/d eller 12 % av belastningen. I alla behandlingar med tillsatt fosfor avskildes i genomsnitt över 4,0 g N varje dag (>17 % av belastningen).



Figur 12. Total avskiljning av kväve (N) under hela studieperioden angett a) som den absoluta skillnaden mellan belastning och utloppstransport (uttryckt i g/d) samt b) som procent av belastningen. Grunda våtmarker med vegetation (GV) representeras med grön färg och djupa våtmarker utan vegetation (D) med blå. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n=3$).

3.5 Fosfor

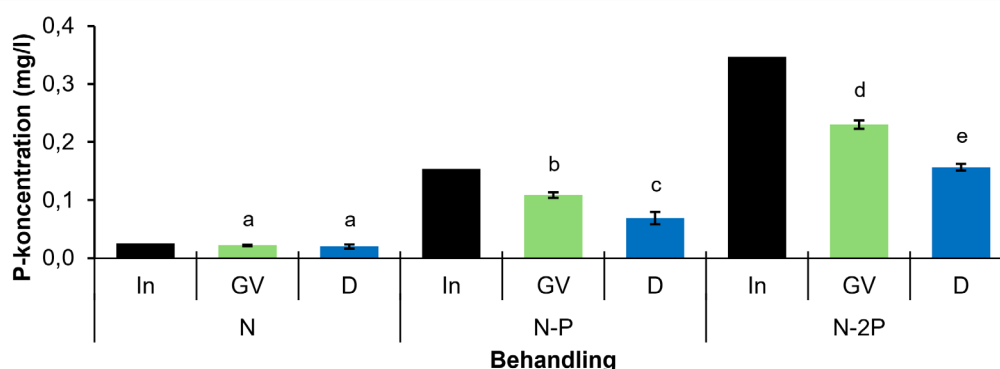
Inloppskoncentrationen av fosfor var högst i alla våtmarker en timme efter att fosfor tillsattes i två av inloppsbrunnarna (figur 13). Även i inloppet där fosfor inte tillsattes ökade fosforkoncentrationen lite. Möjligen beror detta på att vattnet i brunnen blandades runt innan prov h1 samlades in, vilket kan ha frigjort små mängder fosfor från brunnes botten och kanter. I de våtmarker där fosfor tillsattes var den inflödande fosforkoncentrationen 9,13 respektive 4,33 mg/l efter en timme.



Figur 13. Koncentration av fosfor (P) i våtmarkernas inlopp (In, svart) och vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) vid varje provtagningstillfälle. Figuren är uppdelad per näringsbelastning (överst: hög kvävekoncentration, N; mitten: hög kväve- och medelhög fosforkoncentration, N-P; nederst: hög kväve- och fosforkoncentration, N-2P). Felstaplar visar standardfel (n=3). Observera att y-axeln är bruten i mittersta och nedersta panelen.

Inloppskoncentrationerna spädades dock snabbt ut och var redan vid nästa prov nere på mer rimliga koncentrationer för anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. Den genomsnittliga inloppskoncentrationen i alla våtmarker under resten av studien var 0,052 mg/l. Tillsättning av fosfor gav också en ökning av koncentrationen i utloppen, speciellt i grunda våtmarker med vegetation. Åtta och tolv timmar efter fosfortillsättning var utloppskoncentrationerna tydligt högre i dessa än i djupa våtmarker utan vegetation (figur 13).

Liksom planerat mottog våtmarkerna en medelkoncentration av fosfor som var låg (0,026 mg/l), medel (0,15 mg/l) eller hög (0,34 mg/l) beroende på ifall inget, lite eller mycket fosfor hade tillsatts i inloppsbrunnen (figur 14). Utloppskoncentrationerna av fosfor skilde sig mellan våtmarker med olika utformning och näringsbelastning ($p < 0,001$, $F_5 = 111,54$). Där fosfor tillsatts var utloppskoncentrationen högre från grunda våtmarker med vegetation än från djupa våtmarker utan vegetation och ju mer fosfor som tillsatts desto högre blev utloppskoncentrationerna. Av den uppmätta fosfor var 99 % i form av fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$).

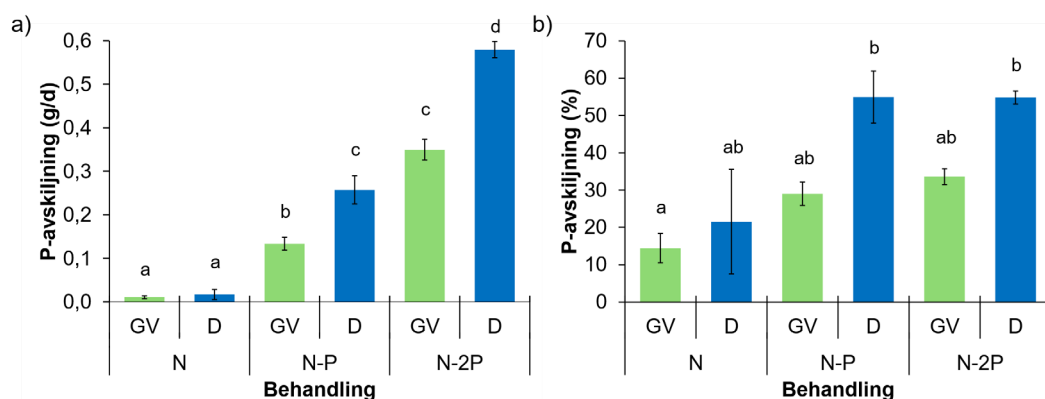


Figur 14. Genomsnittlig koncentration av fosfor (P) i våtmarkernas inlopp (In, svart) samt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) över hela studien. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n=3$).

Skillnaderna i inloppskoncentrationer mellan behandlingar gav signifikanta skillnader i fosforbelastning ($p < 0,001$, $F_5 = 10124$). Våtmarker där fosfor inte tillsatts hade en genomsnittlig fosforbelastning på 0,08 g/d, medan

medelbelastningen i våtmarker med medelhög och hög fosfortillsättning var 0,47 respektive 1,05 g P per dag. Det fanns inga signifikanta skillnader i fosforbelastning inom dessa grupper.

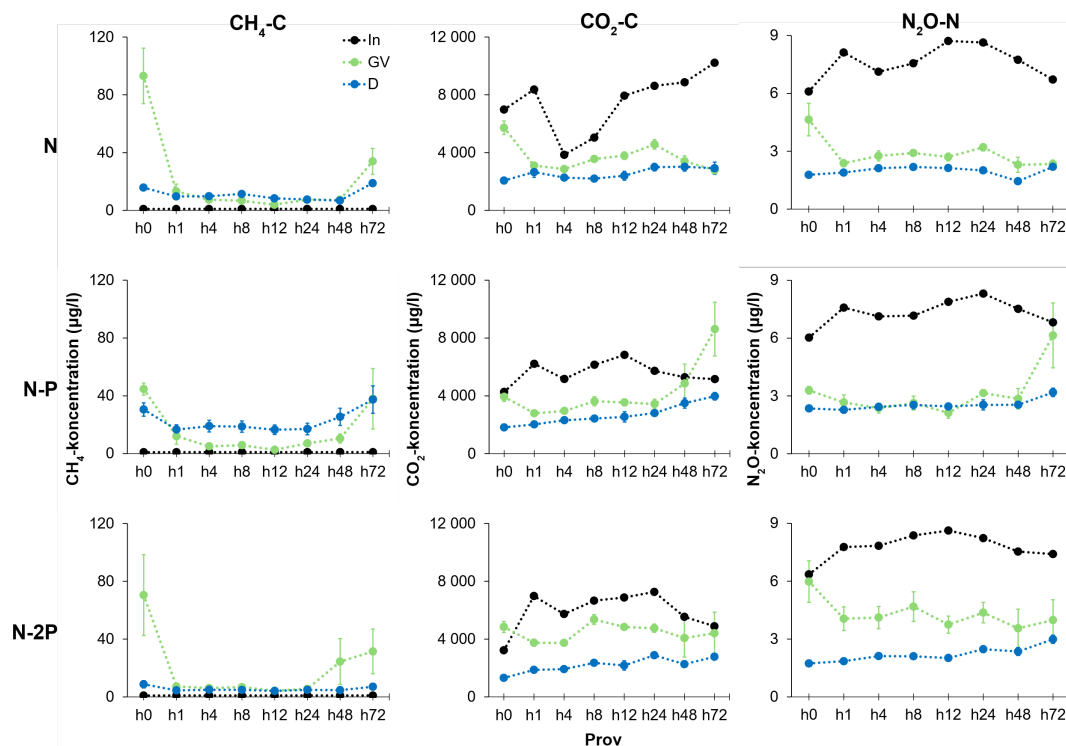
Våtmarker med olika utformning och näringsbelastning avskilde olika mycket fosfor, både angett i mängd per dag ($p < 0,001$, $F_5 = 82,35$) och i procent av fosforbelastningen ($p = 0,021$, $F_5 = 4,13$). Tillsättning av fosfor ledde till signifikant högre fosforavskiljning per dag (figur 15a). Där fosfor tillsatts avskilde djupa våtmarker utan vegetation mer fosfor per dag än grunda våtmarker med vegetation. Däremot var det ingen skillnad mellan djup där fosfor inte hade tillsatts. Andelen fosfor som avskildes var högre i djupa våtmarker med tillsatt fosfor än i grunda utan tillsatt fosfor (figur 15b). Utan fosfortillsättning låg medelavskiljningen på 0,014 g P per dag (18 % av belastningen). I våtmarker med medelhög fosfortillsättning var avskiljningen i genomsnitt 0,13 g/d (29 %) i de grunda och 0,26 g/d (55 %) i de djupa. Där mer fosfor tillsattes var medelavskiljningen 0,35 g/d (34 %) i grunda och 0,58 g/d (55 %) i djupa våtmarker. Djupa våtmarker presterade därmed generellt bättre än grunda med avseende på fosforavskiljning.



Figur 15. Total avskiljning av fosfor (P) under hela studieperioden angett a) som den absoluta skillnaden mellan belastning och utloppstransport (uttryckt i g/d) samt b) som procent av belastningen. Grunda våtmarker med vegetation (GV) representeras med grön färg och djupa våtmarker utan vegetation (D) med blå. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n = 3$).

3.6 Växthusgaser

Liksom för kväve påverkades utflödande koncentration av alla växthusgaser i grunda våtmarker med vegetation av att vattenflödet höjdes några timmar innan provtagningen vid tidpunkt noll (figur 16). Den ökade rörelsen verkar ha lett till gasavgång. I djupa våtmarker utan vegetation där flödena i stället sänktes inför studien syns inte samma förändring. I de sista två proverna ökade koncentrationerna åter något i vissa av våtmarkerna, vilket kan bero på att istäcket över vattenytan höll kvar gaserna i vattnet. Våtmarkerna var källor till CH₄, men sänkor för CO₂ och N₂O (figur 16 och 17).

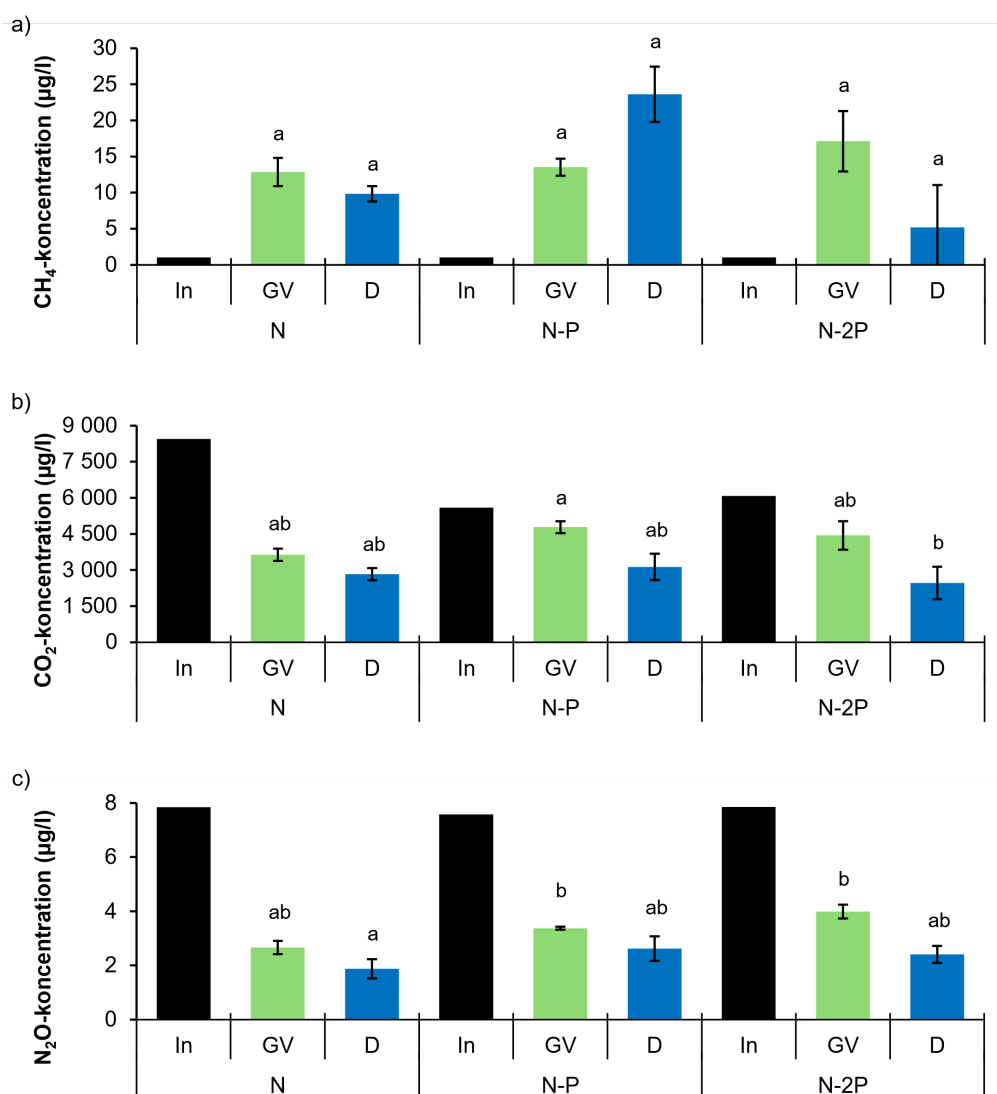


Figur 16. Koncentration av metan (CH₄-C, vänstra kolumnen), koldioxid (CO₂-C, mittersta kolumnen) och lustgas (N₂O-N, högra kolumnen) i våtmarkernas inlopp (In, svart) och vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) vid varje provtagningstillfälle. Figuren är uppdelad per näringsbelastning (överst: hög kvävekoncentration, N; mitten: hög kväve- och medelhög fosforkoncentration, N-P; nederst: hög kväve- och fosforkoncentration, N-2P). Felstaplar visar standardfel (n=3).

Inloppskoncentrationen av CH₄ var vid varje provtagning under analysens detektionsgräns, vilken motsvarande cirka 1,02 µg CH₄-C per liter. Utloppskoncentrationerna var i genomsnitt 13,69 µg CH₄-C per liter vilket var signifikant högre än vid inloppen (p<0,001, F₂=15,15). Inga

koncentrationsskillnader i CH₄ kunde påvisas mellan våtmarker av olika utformning eller näringsbelastning (figur 17).

Koncentrationer av CO₂ skilde sig också mellan inlopp och utlopp, samt mellan grunda och djupa våtmarker ($p < 0,001$, $F_2 = 20,35$). Medelkoncentrationen våtmarkerna mottog var 6 706 µg CO₂-C per liter, medan utloppskoncentrationen var 4 284 µg/l i grunda och 2 805 µg/l i djupa våtmarker. Detta indikerar att alla

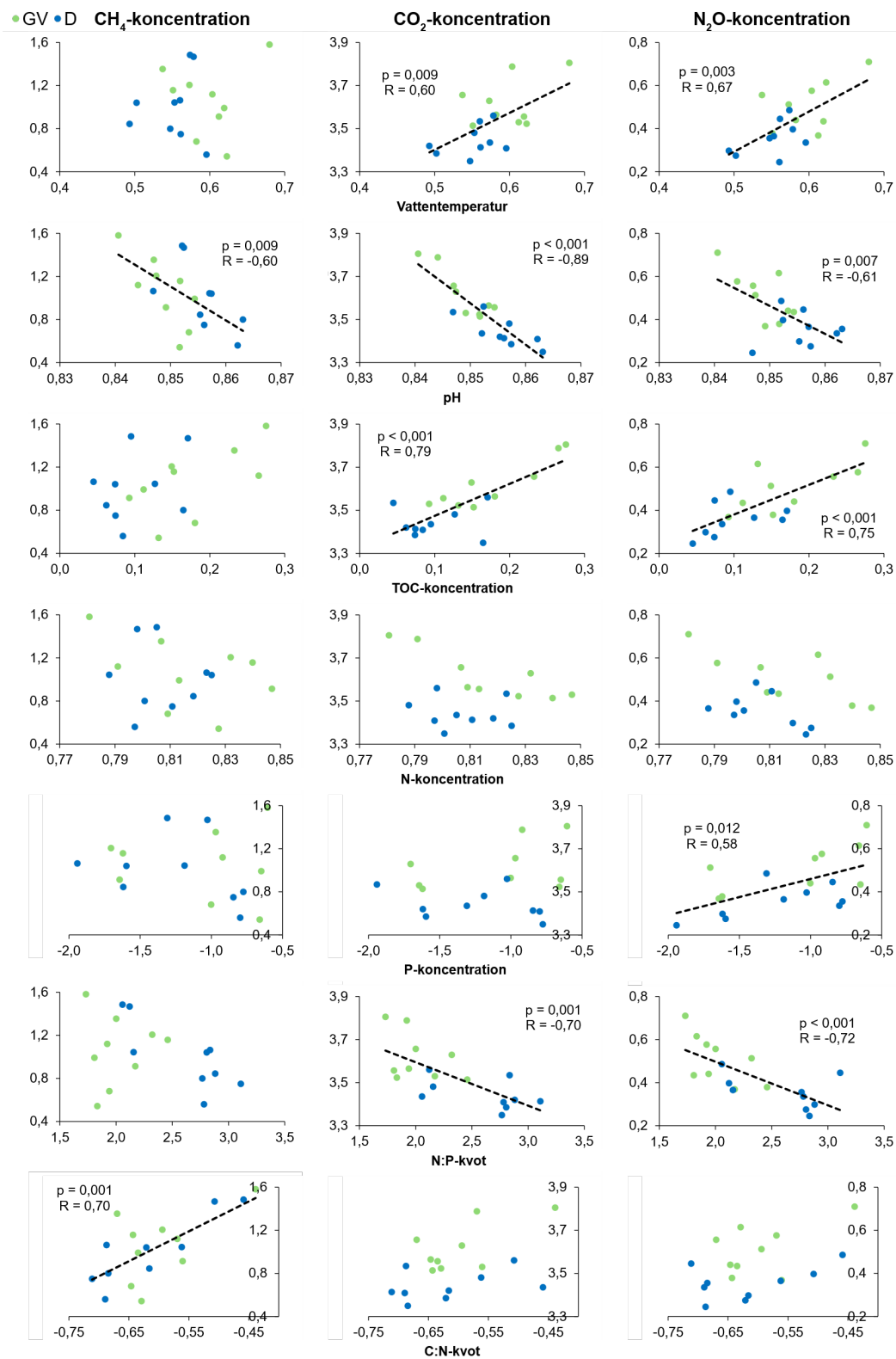


Figur 17. Genomsnittlig koncentration av a) metan (CH₄), b) koldioxid (CO₂) och c) lustgas (N₂O) i våtmarkernas inlopp (In, svart) samt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå) över hela studien. Våtmarkerna mottog olika näringsbelastning: hög kvävekoncentration (N), hög kväve- och medelhög fosforkoncentration (N-P) samt hög kväve- och fosforkoncentration (N-2P). Olika bokstäver vid staplarna indikerar signifikant skillnad (post hoc $p < 0,05$). Felstaplar visar standardfel ($n=3$). Figuren visar originaldata men log10-transformerade värden användes i statistiska tester.

våtmarker i studien var sänkor för CO₂ och att grunda våtmarker med vegetation släpper ut mer CO₂ än djupa våtmarker utan vegetation. Mellan behandlingar hittades en skillnad: CO₂-koncentrationen var högre i grunda våtmarker med medelhög fosforkoncentration än i djupa våtmarker med hög fosforkoncentration ($p=0,022$, $F_5=4,02$; figur 17).

Även N₂O-koncentrationen var högre in till än ut från våtmarkerna ($p<0,001$, $F_2=37,43$). Våtmarkerna mottog en medelkoncentration på 7,76 µg N₂O-N/l medan utloppskoncentrationen i genomsnitt var 2,30 respektive 3,34 µg/l i grunda och djupa våtmarker, vilket betyder att våtmarkerna var signifikanta sänkor för N₂O. Att koncentrationen var högre i grunda än i djupa våtmarker indikerar att grunt vattendjup och mycket vegetation leder till högre N₂O-utsläpp. Behandlingarna skilde sig från varandra genom att N₂O-koncentrationen var högre i grunda våtmarker där fosfor tillsatts än i djupa våtmarker som endast mottog hög kvävekoncentration ($p=0,007$, $F_5=5,56$; figur 17).

Koncentrationen av CH₄ vid våtmarkernas utlopp var signifikant negativt korrelerad med pH och positivt med C:N-kvot (figur 18). Koncentrationen av CO₂ var relaterad till fler variabler: CO₂-koncentrationen ökade med högre vattentemperatur och TOC-koncentration, men minskade med högre pH och N:P-kvot. På liknande sätt påverkades N₂O-koncentrationerna av samma variabler, med tillägget att signifikant korrelation även fanns med fosforkoncentration. Högre vattentemperatur, TOC-koncentration och fosforkoncentration gav alltså högre N₂O-koncentrationer medan högre pH och N:P-kvot ledde till lägre N₂O-koncentrationer.



Figur 18. Korrelationer mellan olika variabler och koncentration av metan ($\text{CH}_4\text{-C}$, vänstra kolumnen), koldioxid ($\text{CO}_2\text{-C}$, mittersta kolumnen) eller lustgas ($\text{N}_2\text{O-N}$, högra kolumnen) uppmätt vid utloppen från grunda våtmarker med vegetation (GV, grön) och djupa våtmarker utan vegetation (D, blå). Ett medelvärde per våtmark visas. Alla värden är $\log_{10}$ -transformerade. Trendlinje, signifikansvärde (p) och korrelationskoefficient (R) anges för varje signifikant korrelation i respektive panel.

4. Diskussion

Våtmarkers förmåga att avskilja näringsämnen påverkas av både hur mycket näring de mottar, det vill säga var de placeras, och hur de är utformade, vilket gör det mycket svårt att hitta liknande anlagda våtmarker med samma förutsättningar att jämföra. I detta uppdrag utfördes därför en pilotstudie i november 2024 i experimentvåtmarksanläggningen i Halmstad där våtmarker med olika näringsbelastning och utformning kunde jämföras på ett standardiserat sätt.

Resultaten från pilotstudien visar skillnader både i näringsavskiljning och utsläpp av växthusgaser. I likhet med andra studier (Land et al. 2016; Geranmayeh et al. 2024; Djodjic et al. 2022) var det tydligt hur högre fosforbelastning resulterade i högre fosforavskiljning. Mängden avskild fosfor ökade ju mer fosfor som tillsattes, vilket understryker vikten av att våtmarker placeras i områden med hög fosforbelastning. Däremot påverkades inte den relativa fosforavskiljningen av hur mycket fosfor som tillsattes, utan var ungefär 30 respektive 50 % i grunda och djupa våtmarker med fosfortillsättning.

Näringsavskiljningen, både kväve och fosfor, tenderade att vara högre i djupa våtmarker (60 cm) utan övervattensvegetation än i grunda (35 cm) med vegetation som dominerades av vass. Likande resultat gällande djup och kväve har framkommit i en tidigare studie från samma våtmarksanläggning (Song et al. 2019), och kan förklaras av att större djup och volym ger vattnet längre uppehållstid vilket gynnar näringsavskiljningen (Mendes. 2020; 2021). I denna pilotstudie hittades dock signifikanta skillnader huvudsakligen mellan djupa våtmarker med tillsatt fosfor och grunda våtmarker utan tillsatt fosfor. För våtmarker som mottog samma näringsbelastning var det endast mängden avskild fosfor som var högre i djupa än i grunda våtmarker.

Att övervattensvegetation inte verkar ha gynnat kväveavskiljning går emot tidigare studier (Nilsson et al., 2020; 2023), men kan sannolikt förklaras av säsong. I Nilsson et al. (2020) avskildes mer kväve i våtmarker med övervattensvegetation endast under maj-juli, vilket kan bero på att vissnande vegetation under hösten släpper ifrån sig lagrad näring (Asaeda et al., 2000; Richardson, 1985). Alla våtmarkerna i pilotstudien var nettokällor till organiskt kol. Att grunda våtmarker släppte ut mer organiskt kol än djupa, liksom i Borgert et al. (*inskickat manuskript*), kan bero på att de innehöll mer organiskt material som kunde brytas ner.

Effekter på växthusgasutsläpp skilde sig beroende på gas och våtmarkens utformning. Våtmarkerna var källor till metan, men sänkor för koldioxid och lustgas. Våtmarkerna mottog höga halter N_2O ($7,8 \mu\text{g N}_2\text{O-N/l}$) och dessa koncentrationer hade mer än halverats vid utloppen. Minskningen i N_2O -koncentration från inlopp till utlopp kan bero på att kväve förbrukats av mikrober under denitrifikationen. I en tidigare studie från anläggningen, genomförd under sommaren 2021, var inloppskoncentrationerna lägre än i denna pilotstudie, i genomsnitt $4,01 \mu\text{g N}_2\text{O-N/l}$ och $0,08 \mu\text{g CH}_4\text{-C/l}$ (Nilsson et al. *manuskript*). Detta stämmer överens med tidigare observationer av säsongsvariationer i lustgashalter i jordbruksvåtmarker, vilka varit högst under vintern och lägst under sommaren, men motsatsen har gällt för metan (Geranmayeh et al. 2024a).

Geranmayeh et al. (2024a) visade att lustgaskoncentrationen var positivt korrelerad med kvävekoncentration och negativt med pH, vattentemperatur, TOC och fosforkoncentration. Denna pilotstudie erhöll endast liknande samband för pH, medan motsatt samband erhöles för vattentemperatur, TOC och fosfor, och negativ korrelation fanns mellan lustgas och N:P-kvot. Att sambanden skiljer sig mellan studierna kan bero på mindre variation i temperatur och inflödande kvävekoncentrationer. Även koldioxidhalterna i pilotstudien var signifikant korrelerade med ovanstående parametrar, förutom fosforkoncentration, medan metan endast var korrelerad med pH och C:N-kvot. Pilotstudien kunde därmed inte visa samma positiva samband mellan fosfor- och metankoncentrationer som i Geranmayeh et al. (2024a). Till skillnad från lustgas och koldioxid så var halterna av metan mycket låga vid inloppen och ökade i våtmarkerna, eftersom metan

produceras av mikrober vid syrefattiga förhållanden. Koncentrationen av metan och lustgas var högre ut ur grunda våtmarker med vegetation än från djupa våtmarker utan vegetation, men några större skillnader i växthusgaskoncentrationer mellan olika näringsbelastningar kunde inte påvisas. Det var endast djupa våtmarker utan fosfortillsättning som hade lägre lustgaskoncentrationer än grunda där fosfor tillsatts, medan djupa våtmarker med högst fosfortillsats hade lägre koldioxidkoncentration än grunda med medelhög fosfortillsats.

Tidpunkten för studien kan ha påverkat resultaten på flera sätt. Det var kallt både i luften och i vattnet, vilket hämmar kväveavskiljningen eftersom bakterierna som omvandlar kväve är mindre aktiva vid låga temperaturer (Bastviken et al. 2009). Även mikrober som producerar och konsumerar växthusgaser påverkas av temperaturen. Dessutom kan istäcket över våtmarkerna ha påverkat gasavgång både genom att isen höll kvar gaser i vattnet och att gaser avgick när isen hackades upp inför provtagning. Att pilotstudien genomfördes i november betyder också att vegetationen hade eller höll på att vissna. Med tanke på att Nilsson et al. (2020) visade en positiv effekt av övervattensvegetation främst under sommarmånaderna skulle våtmarker med vegetation möjligen avskilt mer kväve än de utan vegetation om pilotstudien genomförts under vegetationsperioden. Detsamma skulle kunna gälla för fosforavskiljning, eftersom inflödande fosfor nästan uteslutande var i form av fosfat som avskiljs främst genom upptag i växtlighet (Kadlec & Wallace, 2009). Eftersom temperatur och vegetation påverkar både näringsavskiljning och växthusavgång behöver försöket upprepas under flera säsonger, framför allt under vegetationsperioden. En upprepad eller kontinuerlig tillsättning av fosfor föreslås för en jämnare koncentration utan orimligt höga toppar.

5. Slutsatser

Denna typ av studie, där både näringsavskiljning och växthusgasavgång mäts under kontrollerade förhållanden, är unik och mycket välbehövd för att skapa förståelse för hur våtmarkers ekosystemtjänster samverkar och motverkar varandra. Pilotstudien visar tydligt att högre fosforbelastning ökar mängden fosfor som avskiljs per dag och att det skedde en uttransport av organiskt kol från alla våtmarker. Alla våtmarker avskilde kväve även om kväveavskiljningen påverkades av studiens tidpunkt då temperaturen var låg och vegetationen vissnande. Sammanfattningsvis indikerar pilotstudien att det kan finnas en målkonflikt mellan näringsavskiljning och begränsade utsläpp av växthusgaser, eftersom våtmarkerna var en källa till metan. Högre fosforbelastning ledde dock inte till högre metanutsläpp och våtmarkerna sänkte utflödet av koldioxid och lustgas. Pilotstudien pekar också på att utsläpp av koldioxid och lustgas kan hindras av djupare vatten och avsaknad av vegetation. Denna pilotstudie genomfördes under senhösten. För att verkligen kunna avgöra hur växthusgasutsläpp från våtmarker påverkas av utformning och näringsbelastning behöver studien upprepas under fler säsonger, speciellt årets varmare månader.

Referenser

- Asaeda, T., Trung, V.K. & Manatunge, J. (2000). Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*, 68:217-237
- Bastviken, S.K., Weisner, S.E.B., Thiere, 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.
- Borgert, J., Jones, K., Nilsson, J.E., Sjöstedt, J. & Liess, A. Seasonal dynamics of brownification mitigation in constructed wetlands. *Inskickat manuskript*.
- Choudhury, M.I., Nilsson, J.E., Hylander, S., Hauber, M., Ehde, P.M., Weisner, S.E.B. & Liess, A. (2024). Enhancing nitrogen removal through macrophyte harvest and installation of woodchips-based floating beds in surface-flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 359:142284.
- Djodjic F., Geranmayeh, P., Collentine, D., Markensten, H. & Futter, M. (2022). Cost effectiveness of nutrient retention in constructed wetlands at a landscape level. *Journal of Environmental Management*, 324:116325.
- Gelbrecht, J., Fait, M., Dittrich, M. & Steinberg, C. (1998). Use of GC and equilibrium calculations of CO₂ saturation index to indicate whether freshwater bodies in north-eastern Germany are net sources or sinks for atmospheric CO₂. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 361:47-53.
- Geranmayeh P., Lannergård, E.E. & Futter, M.N. (2024a). *Våtmarkers hydrologiska ekosystemtjänster och multifunktion. WetKit Hydro-ES: Wetland toolkit for hydrological ecosystem services*. Naturvårdsverket, rapport 7146.
- Geranmayeh P., Markensten, H. & Djodjic, F. (2024b). *Rådgivningsverktyg våtmarker - Optimerad placering och storlek för fosforretention*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, rapport 2024:7.
- 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.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*, 2nd ed. CRC Press, USA.
- 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.
- Mendes, L.R.D. (2020). Edge-of-field technologies for phosphorus retention from agricultural drainage discharge. *Applied Sciences*, 10:634.

- Mendes, L.R.D. (2021). Nitrogen removal from agricultural subsurface drainage by surface-flow wetlands: Variability. *Processes*, 9:156.
- Nilsson, J.E., Audet, J., Ehde, P.M., Weisner, S.E.B. & Liess, A. Multifunctional wetlands can efficiently remove nitrogen while reducing flood risk. *Manuskript*.
- 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., 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., Weisner, S.E.B. & Liess, A. (2024). *Kväveavskiljning i multifunktionella våtmarker i ett förändrat klimat*. Naturvårdsverket, rapport 7147.
- Richardson, C.J. (1985). Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228:1424-1427.
- Song, X., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. (2019). Effects of water depth and phosphorus availability on nitrogen removal in agricultural wetlands. *Water*, 11:2626.
- Weiss, R.F. & Price, B.A. (1980). Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chemistry*, 8:347-359.
- Wiesenburg, D.A. & Guinasso, N.L. (1979). Equilibrium solubilities of methane, carbon monoxide, and hydrogen in water and sea water. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 24:356-360.