

NOBV jaarrapport 2024

Integratierapport

Paludicultuur en natte natuur

Versie: 2026-01-16



NOBV jaarrapportage 2024
Integratie
Paludicultuur en natte natuur
Versie: 2026-01-16

Auteurs

Quint van Giersbergen¹
Alexander Buzacott²
Gabrielle Rabelo Quadra¹
Christian Fritz¹
Ko van Huissteden^{2,4}
Merit van den Berg²
Bart Kruijt³

Affiliatie

¹Radboud Universiteit, Utrecht
²Deltares, Utrecht
³Wageningen Environmental Research
⁴Universiteit Utrecht

Reviewers

Frouke Hoogland (STOWA)
Erik Jansen (STOWA)
Gilles Erkens (Universiteit Utrecht, Deltares)

Inhoudsopgave

3	Broeikasgasdynamiek in (ver)natte veengebieden	4
3.1	Introductie	4
3.2	Overzicht van meetlocaties en toegepaste methoden	9
3.3	Broeikasgasemissies gemeten in de (ver)natte locaties	15
3.4	Jaarlijkse NEE-totalen voor alle (ver)natte locaties	20
3.5	Vergelijking van Nederlandse resultaten met de internationale literatuur	26
3.6	Succesfactoren voor het reduceren van broeikasgasuitstoot bij het (sterk) vernatten van veen	29
3.7	Concluderende opmerkingen	31
Dankwoord		33
Referenties		34
Bijlage		42

3 Broeikasgasdynamiek in (ver)natte veengebieden

3.1 Introductie

Als gevolg van ontwaterings- en winningsactiviteiten zijn veengebieden wereldwijd omgevormd tot belangrijke bronnen van koolstofuitstoot (C) (Chaudhary et al., 2020; IPCC, 2021). De gedraineerde veengebieden stoten broeikasgassen uit en dragen daarbij bij aan de opwarming van het klimaat, hebben te maken met verlies van biodiversiteit en met bodemdaling. Om de uitstoot van broeikasgassen en de bodemdaling, en de bijbehorende schade, te verminderen zijn de afgelopen jaren maatregelen genomen in deze veengebieden. Een van deze maatregelen is het vernatten van veengebieden om zo het proces van veenaafbraak dat leidt tot broeikasgasuitstoot en bodemdaling te verminderen. In sterk vernatte veengebieden, wanneer men spreekt van herstelde veengebieden, staat de grondwaterstand tot op of boven maaiveld. Indien in dit soort gebieden sprake is van veenaangroei, dan vindt actieve opslag van koolstof plaats in de ondergrond. Deze gebieden kunnen, onder optimale omstandigheden, een netto klimaat-koelend effect hebben (Günther et al., 2020; Schwieger et al., 2021). Dit effect is vooral zichtbaar op de lange termijn door de aanzienlijke vermindering van de uitstoot van het broeikasgas CO₂ (Günther et al., 2020; Evans et al., 2021) in combinatie met de opslag van koolstof (Timmink et al., 2023a). De zuurstofarme omstandigheden in moerassen verminderen ook de uitstoot van het broeikasgas lachgas (N₂O), maar verhogen de uitstoot van het broeikasgas methaan (CH₄) (Wilson et al., 2016). De uitstoot van CH₄ is in absolute hoeveelheid koolstof veel lager dan de uitstoot van CO₂, maar door het hogere broeikaseffect van methaan in vergelijking met CO₂ vormt de uitstoot van methaan een belangrijk punt van zorg bij vernatting. De effecten van het vernatten kunnen echter verschillen van locatie tot locatie en zijn afhankelijk van veel medevariabelen (bijv. Kreyling et al., 2021). Ook is duidelijk dat natuurlijke, onverstoorde veengebieden een netto koelend effect op het klimaat hebben (Frolking & Roulet, 2007).

Vernatten van veengebieden voor natte teelt of (moeras) natuur

In dit hoofdstuk worden twee ingrepen behandeld waarbij veengebieden vernat worden: i) het omzetten van land in natte (moeras) natuur en ii) het gebruiken van het land voor paludicultuur of natte teelt (de teelt van gewassen die groeien onder natte omstandigheden).

Het omzetten van land in natuur kent verschillende vormen. Hierbij kan het gaan om het verlaten van het land (veengebied) en het laten verwilderen, of juist het actief aanpassen van het beheer om natuurlijke processen op gang te brengen. Hierbij wordt in sommige gevallen zelfs veen afgegraven ten behoeve van het halen van een bepaalde natuurdoelstelling. In Nederland is de actieve en gecontroleerde manier van vernatten voor natuurrealisatie de meest voorkomende manier, ook omdat door bijvoorbeeld de bodemdaling en het fijnmazige waterbeheer systeem het loslaten van beheer en herstel naar compleet natuurlijke omstandigheden niet langer mogelijk is.

Het idee achter natte teelten is dat natte en vernatte veengebieden gebruikt worden voor productief landgebruik en dat tegelijkertijd het veen behouden blijft (Wichtmann et al., 2016; UNEP, 2022; Heinrich-Böll-Stiftung et al., 2023). Om de veenaafbraak te verminderen is het bij paludicultuur van belang dat de grondwaterstand dichtbij het maaiveld wordt gehouden (Abel & Kallweit, 2022; Wichtmann et al., 2016).

Er zijn verschillende plantensoorten die geschikt zijn voor paludicultuur (zie Abel & Kallweit, 2022 voor een lijst), de meest voorkomende zijn lisdodde (*Typha latifolia* en *Typha angustifolia*), riet (*Phragmites australis*), zegge (*Carex*) en veenmos (*Sphagnum*). Biomassa uit paludicultuur is geschikt als grondstof voor de bouw, isolatie, papier, verpakkingen vanwege de vezels die het bevat. Ook kan het gebruikt worden voor biogebaseerde chemicaliën, harsen en biokunststoffen. In sommige gevallen kan het gewas voor consumptie door dier of mens worden gebruikt en de biomassa kan gebruikt worden voor potcultuur of energiewinning (Wichtmann et al., 2016; Heinrich-Böll-Stiftung et al., 2023). Belangrijk om te realiseren bij natte teelten is dat de natte omstandigheden in verschillende vormen voorkomen. Het land zelf kan nat zijn door hoge grondwaterstanden, zoals bijvoorbeeld het geval is bij het telen van cranberries of veenmos. Of het gewas wordt geteeld in een semi-permanente laag water, zoals lisdodde of riet en rijst. En dan zijn er nog natte landschapselementen zoals de aan- en afvoer sloten voor paludicultuur velden of de benodigde waterbassins voor bevoeiing.

Daarbij is er een gradiënt in de intensiteit van paludicultuur. Bij intensieve paludicultuur wordt er gericht op maximale opbrengst en kan er bijvoorbeeld bemesting worden gebruikt of zelf gewasbestrijdingsmiddelen. In deze gevallen is er vaak sprake van monocultuur van een gewas. Bij extensieve paludicultuur is er veelal sprake van een meer diverse vegetatie, waarbij verschillende natte soorten door elkaar voorkomen. Hier staat maximaliseren van productie minder op de voorgrond.

Voor zowel de omzetting naar natuur als voor paludicultuur geldt dat het belangrijk is dat effecten hiervan op de broeikasgassenbalans duidelijk worden. Hiermee wordt het duidelijk wat de te verwachten effecten zijn van deze maatregelen en kunnen ze als maatregel afgewogen worden tegen andere opties. Belangrijke vraagstukken bij de vernatting van veengebieden zijn:

- Hoeveel is de toename van de uitstoot van methaan en hoe is deze toename zo veel mogelijk te beperken?
- Op welke manier wordt er koolstof opgeslagen in deze systemen en hoe klimaatadaptief is deze opslag? Welke systemen zijn het meest efficiënt in het opslaan van koolstof?
- Op welke manier komt er koolstof in het systeem en verlaat het systeem?

Het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV) heeft om onderzoek te doen naar deze vraagstukken op verschillende locaties in Nederland metingen uitgevoerd aan natuurgebieden en bij paludicultuur. De meetreeksen zijn vooralsnog vrij kort (maximaal tot enkele jaren lang) en de diversiteit in de natte veengebieden in Nederland is dusdanig groot dat de metingen geenszins alle mogelijk situaties afdekken. Toch kunnen er uit de metingen een aantal belangrijke inzichten opgedaan worden over de bovenstaande vraagstukken. In dit document worden voor het eerst de resultaten van de metingen van natte veengebieden waar gemeten is naast elkaar gezet en met elkaar vergeleken. De uitkomsten worden vergeleken met resultaten uit literatuurgegevens uit buurlanden en uit gematigde klimaten.

CO₂-uitstoot verminderen en koolstofopslag

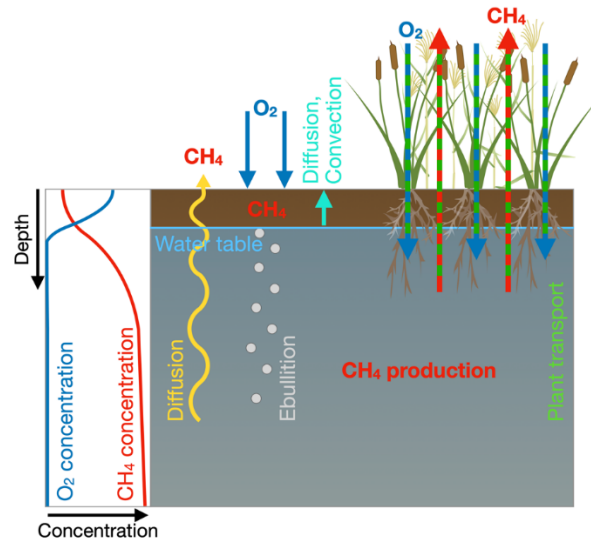
De uitstoot van CO₂ en de opslag van koolstof worden veroorzaakt door verschillende factoren zoals de hoeveelheid en toestand van het organische materiaal, de beschikbaarheid van elektronenacceptoren (vooral zuurstof), de bodemtemperatuur, het bodemvochtgehalte, de pH (zuurgraad), zie o.a. Keuskamp et al., Hoofdstuk 4 - Mechanistisch begrip. In (ver)natte veenweidegebieden zorgt een verhoogd grondwaterpeil voor meer anaerobe (dus zuurstofarme) omstandigheden in de bodem. Dit vertraagt de activiteit van micro-organismen die organisch materiaal afbreken, wat helpt bij de instandhouding van veen. In het geval er veenvormende vegetatie gaat groeien, dan is het mogelijk om koolstof netto vast te leggen in de ondergrond. Omdat in dit soort systemen de bodem en het bodemvocht meestal zuur is, met lage pH-waarden, wordt de afbraak van organisch materiaal nog verder vertraagd.

Er zijn verschillende soorten veenvormende planten, die kunnen zorgen voor de opslag van CO₂ in de bodem/ondergrond. In voedselrijke omstandigheden groeien moerasplanten zoals riet en zegge. In iets minder voedselrijke omstandigheden komen ook nog zegges voor en kunnen er bomen (els, wilg) groeien met zegges als ondergroei. Ook kunnen bladmossen groeien onder dergelijke omstandigheden. Naarmate de voedingsstofniveaus nog lager worden, nemen veenmossen (*Sphagnum*) het over, die een steeds zuurder milieu creëren dat gunstig is voor veenaangroei (Mitsch et al., 2015). Onderzoek toont aan dat veenmossen op de lange termijn veel koolstof kunnen opslaan omdat ze veel biomassa hebben en produceren en omdat de organische stof lastig afbreekt door de zure omgeving (Bianchi, 2021; Daun, 2023; Temmink, 2023b). Bij het groeien van riet en zegge worden ook aanzienlijke hoeveelheden koolstof vastgelegd, vooral ook omdat deze soorten kunnen groeien in kustvlaktes waar onder invloed van zeespiegelstijging accommodatieruimte wordt gecreëerd voor veenpakketten. In directe vergelijking met veenmossen is de efficiëntie van hun opslagvermogen op korte termijn meestal lager vanwege de minder zure omstandigheden en de beschikbaarheid van nutriënten (Mitsch et al., 2015). Het is belangrijk om te realiseren dat niet alleen door veenaangroei organische stof in de bodem terecht kan komen, maar dat organische stof ook door sedimentatie processen kan worden afgezet en onder zuurstofloze omstandigheden bewaard kan worden (bijvoorbeeld in open water).

Methaandynamiek in waterverzadigde omstandigheden

De uitstoot van methaan is een balans tussen de productie van methaan door methaanvormende micro-organismen in zuurstofarme omstandigheden in de bodem en methaanoxidatie (het omzetten van methaan in CO₂ en water) door methanotrofe (methaanetende) bacteriën in zuurstofrijke bodemzones (figuur 1; bijv. Olefeldt et al., 2013; Bodelier & Steenbergh, 2014; van Huissteden, 2020). Deze balans wordt beïnvloed door drie manieren waarop gas zich verplaatst: (1) diffusie (vermenging) door poriën in de bodem, (2) transport door gasbellen (opborrelen), en (3) transport via planten (holle wortels en stengels van moerassoorten). De laatste twee methoden zorgen ervoor dat methaan de lagen waar oxidatie plaatsvindt omzeilt. Het omzeilen van de zuurstofrijke bodemzone door transport via planten wordt ook wel het 'schoorsteeneffect' genoemd (Vroom et al., 2022). Het transport via planten kan ook de methaanuitstoot verlagen, bijvoorbeeld door de zuurstof via de wortels uit te stoten (radiaal zuurstofverlies) wat methaanoxidatie kan stimuleren. Hoe methaan via planten getransporteerd wordt verschilt per soort. Andere planten, vooral moerasmossen zoals veenmos, vormen milieus waarin methanotrofe bacteriën methaan kunnen oxideren (bijv. Kip et al., 2010; Larmola et al., 2010). De aanwezigheid van planten beïnvloedt ook de uitstoot van methaan, doordat ze gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal toevoegen, zoals stoffen die door

wortels worden uitgescheiden (King & Reeburgh, 2002; Bodelier & Steenbergh, 2014; Waldo et al., 2019).

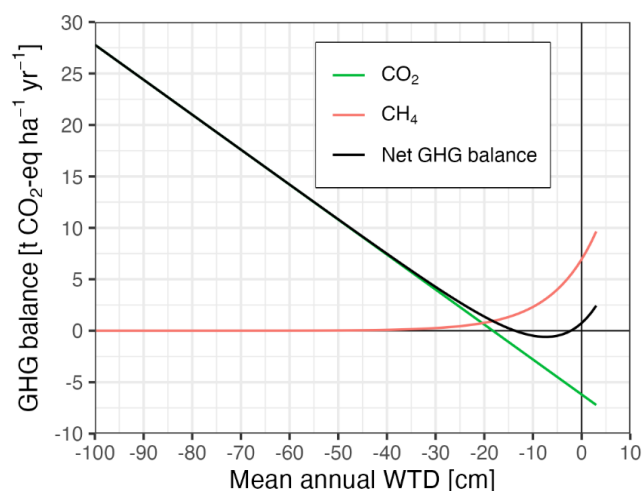


Figuur 1. Schematische weergave van het transport en de oxidatie van methaan (CH_4) in de bodem. Hierin wordt het transport door vermenging (diffusie), opborrelen, transport door intercellulaire luchtholten in planten en de belangrijkste zones voor methaanoxidatie getoond.

De chemische samenstelling van het water in de poriën heeft ook invloed op de productie van methaan. Bacteriën die nitraat, metaaloxiden en sulfaat gebruiken, concurreren met methaanvormende organismen en kunnen zo de methaanproductie verminderen (Gauci et al., 2002; Pester et al., 2012; Bodelier & Steenbergh, 2014). Maar de stoffen die deze bacteriën produceren kunnen juist weer helpen bij de vorming van methaan (Zheng et al., 2018; Wen et al., 2018). In gebieden met veel voedingsstoffen wordt meestal meer methaan geproduceerd dan in gebieden met weinig voedingsstoffen. Dit komt doordat voedingsstoffen de plantengroei stimuleren, wat zorgt voor meer organisch materiaal dat methaanvormende organismen kunnen gebruiken (Schrier-Uijl et al., 2011; Bodelier & Steenbergh, 2014; Lara et al., 2019; Bastviken et al., 2023). Het effect van koolstof, stikstof (N) en fosfor (P) op de methaanproductie is echter complex en nog niet helemaal doorgrond.

Ondanks de vele factoren die invloed hebben op de uitstoot van methaan, zijn de grondwaterdiepte (WTD) en het landgebruik de belangrijkste. Onderzoek heeft laten zien hoe de grondwaterstand de balans tussen methaanproductie en methaanafbraak beïnvloedt, wat de netto uitstoot van methaan bepaalt. In Europese, Britse en Duitse veenweidegebieden is vastgesteld dat methaanuitstoot begint wanneer de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand ongeveer op -20 cm ligt (Couwenberg et al., 2011; Levy et al., 2012; Tiemeyer et al., 2020). In Scandinavische veengebieden ligt deze drempel op ongeveer -30 cm (Turetsky et al., 2014). Voor Britse en Ierse veenweidegebieden werd geen methaanuitstoot gemeten bij een grondwaterstand dieper dan -30 cm, maar boven -20 cm nam deze langzaam toe (Evans et al., 2021). Over het algemeen geldt: hoe dicht de grondwaterstand bij het oppervlak komt, hoe meer methaan vrijkomt. Als het grondwater boven het maaiveld komt, blijft de uitstoot stijgen. Maar bij zeer hoge (grond)waterstanden (bijvoorbeeld meer dan 10 cm boven het maaiveld, dus inundatie) kan de uitstoot ook weer afnemen. Dit komt doordat methaan in het water wordt afgebroken (methaanoxidatie) en omdat planten bij zulke hoge grondwaterstanden minder productief zijn.

De balans tussen de uitstoot van CO₂ en methaan is complex en hangt onder meer samen met de grondwaterstand. Als gevolg van wisselende grondwaterstanden kan deze balans binnen één jaar en tussen verschillende jaren verschuiven. Een lage grondwaterstand kan bijvoorbeeld leiden tot veenafbraak en CO₂ uitstoot, terwijl een hoge grondwaterstand (zelfs boven maaiveld) de groei van bepaalde planten kan beperken. Deze planten kunnen zelfs afsterven, waardoor weer extra voedingsbodem ontstaat voor de productie van methaan. Maar als hoge grondwaterstanden veenvorming toestaat dan kan netto ook CO₂ worden vastgelegd. Evans et al. (2021) onderzochten de relatie tussen de uitstoot van CO₂ en methaan, en de grondwaterstand in veen(weide)gebieden op verschillende plekken in de wereld (figuur 2). Door de uitstoot en opname van CO₂ en de uitstoot van methaan tegen elkaar uit te zetten is de netto broeikasgasbalans berekend (Figuur 2). De resultaten laten zien dat een jaargemiddelde grondwaterstand van -3 tot -13 cm optimaal is voor een zo laag mogelijke broeikasgasuitstoot als gecombineerd naar methaan en CO₂ wordt gekeken. Bij deze grondwaterstanddiepte wordt de opname van CO₂ gemaximaliseerd en de uitstoot van methaan geminimaliseerd, wat een verkoelend effect heeft op het klimaat.



Figuur 2. Een voorbeeld van de invloed van de grondwaterstand en de netto klimaatimpact van CO₂ en methaan, onderzocht door Evans et al. (2021). De uitstoot van methaan wordt uitgedrukt aan de hand van het broeikaseffect van methaan over een periode van 100 jaar.

Zoals hierboven beschreven is, wordt methaan gevormd en uitgestoten onder natte en zuurstofloze omstandigheden. Methaan wordt dus ook uitgestoten uit open water en sloten. Dit komt doordat zuurstofarme omstandigheden ontstaan door ophoping van slib en organisch materiaal (Yang et al., 2017; Günther et al., 2020; Peacock et al., 2021). Water in landbouwgebieden bevat regelmatig grote hoeveelheden voedingsstoffen of is sterk basisch, ofwel alkalisch (Lamers et al., 2015). Dit leidt tot algengroei waarbij het afsterven van algen weer leidt tot meer methaanemissies (Aben et al., 2022a,b).

Stikstofdynamiek in waterverzadigde omstandigheden

Een derde broeikasgas dat vrij kan komen uit veengebieden is lachgas (N₂O). De bron van de stikstof voor de productie van lachgas kan de afbraak van organische stof zijn, en/of het gebruikt van mest (die vaak veel stikstof bevat). Het ontstaan en de uitstoot van lachgas is sterk variabel in tijd en ruimte. De emissie van lachgas wordt vooral veroorzaakt door de vorming en afbraak van nitraat door bacteriën (Wrage-Monning et al., 2018; Liu et al., 2020). Deze processen worden beïnvloed door grondwaterstand en bodemvocht, temperatuur en de beschikbaarheid van voedingsstoffen (Martikainen et al., 1993; Parn et al., 2018; Liu et al., 2020). Natte gebieden met sterk wisselende

grondwaterstanden en vochtomstandigheden zijn gevoelig voor lachgasuitstoot. Maar in veengebieden die altijd hoge grondwaterstanden kennen, hebben een beperkte productie en uitstoot van lachgas (Wrage-Monning et al., 2018; Liu et al., 2020). Daarom wordt aangenomen dat de uitstoot van lachgas in natte gebieden nihil is (Bianchi et al., 2021). Als er meer voedingsstoffen aanwezig zijn kan dit de uitstoot van lachgas beïnvloeden. Er zijn echter ook onderzoeken die laten zien dat er weinig tot geen effect is van bemesting op de productie van lachgas in vernatte veengebieden (Vroom et al., 2018; Ye et al., 2016; Morris et al., 2017). Het aantal metingen van lachgasuitstoot in (ver)natte veengebieden is beperkt en in veel gevallen nog experimenteel. Daarom is er weinig bekend over de exacte omstandigheden waaronder lachgas wordt gevormd en uitgestoten. Er is meer onderzoek nodig om beter te begrijpen hoe lachgasuitstoot werkt in deze gebieden (zie hoofdstuk 4 - Mechanistisch begrip, in dit rapport). In dit hoofdstuk wordt daarom niet verder ingegaan op de uitstoot van lachgas uit (ver)natte veengebieden.

3.2 Overzicht van meetlocaties en toegepaste methoden

In dit hoofdstuk wordt kort een beschrijving gegeven van de acht (ver)natte locaties in de Nederlandse veengebieden waar metingen zijn uitgevoerd (figuur 3, tabel 1). Twee van deze gebieden zijn gebieden met natte teelt (Zegveld en Ankeveen), vier zijn natte veennatuurgebieden (Camphuys, IJperveld, Onlanden en Weerribben), één is een meer in het veengebied (Duinigermeer) en één is een ondiep gedraineerd natuurgasland (Demmerik).

Korte beschrijving van de acht gebieden

Zegveld is een perceel met het gewas *Typha latifolia* (grote lisdodde). In het eerste jaar (2016) werd geen bemesting (kunstmest) toegediend op het Typha-veld, maar van 2017 tot 2020 werden er voedingsstoffen toegevoegd. In 2017 en 2018 is 150 kg N/ha als gecoat ureum en 150 kg K/ha als gecoat kaliumnitraat (Ekompany, Born, Nederland) toegepast. In 2019 en 2020 werd dezelfde hoeveelheid voedingsstoffen toegediend, maar in de vorm van ammoniumnitraat, kaliumchloride en monocalciumfosfaat. Vanaf 2021, sinds de start van de broeikasgasmetingen, zijn er geen nutriënten toegevoegd (Buzacott et al. 2024). Voordat de lisdodden werden geplant, werd ca 10 cm van de toplaag verwijderd (Pijlman et al., 2019). De sloten en graslanden rondom het lisdoddeveld vallen binnen het bereik van de Eddy Covariantie-toren maar zijn zo goed mogelijk uitgefilterd (zie Buzacott et al., 2024). Dit geldt ook voor de invloed van andere lokale methaanbronnen, zoals de aanwezigheid van vee, de stal en mesttanks, waarbij deze bronnen en benodigde filtering een extra bron van onzekerheid is.

Ankeveen is een gemengd perceel met *T. angustifolia* (kleine lisdodde), *Carex*-soorten (zegge), soorten uit de *Russenfamilie* (bloembiesfamilie) en *T. latifolia* (grote lisdodde). Er is ongeveer 5 cm organisch rijke grond afgegraven voor de aanplant. Dit werd gebruikt om een kleine dijk rond de percelen te vormen, zodat de grondwaterstand boven het maaiveld kan worden gezet. Het waterbeheer in de aangelegde bakken met dijkjes wordt geregeld via een pomp. De bodem bestaat in deze locatie uit ingevulde petgaten met organisch stof rijk zand.

De **Weerribben** is een gebied met vooral *Sphagnum*-soorten (veenmossen) en riet dat groeit in veelal drijvende matten (trilveen). In de zomer wordt het gebied, indien nodig, geïrrigeerd. Vroeger werd de veenachtige bovengrond elke 20-30 jaar verwijderd, wat normaal was in Nationaal Park Weerribben-Wieden. Het *Sphagnum*-rietland is ontstaan in ondiepe turfplassen nadat de turfwinning stopte. Het gebied wordt sinds ongeveer 1920 gebruikt voor de teelt van riet. Het landschap is een

mozaïek van drijvende veenmatten ('kragge') en 'ribben' (verhogingen), die meestal verbonden zijn met de onderliggende zandgrond. Ongeveer 1200 ha wordt nog steeds gebruikt voor de oogst van riet terwijl de rest van het gebied (ongeveer 2100 hectare) nu wordt beheerd als natuurgebied. Het riet in het gebied dat wordt gemeten met eddy-covariantie wordt elk jaar geoogst. De geoogste biomassa wordt dichtbij dit gebied verbrand.

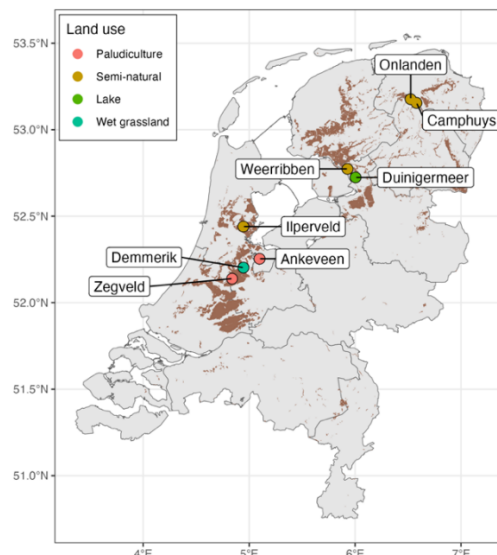
Camphuys was vroeger een bemest grasland. In 1985 stopte de bemesting en in 1996 de stopte de drainage. Sinds 2005 is de grondwaterstand kunstmatig verhoogd tot een niveau boven het maaiveld. De meest voorkomende vegetatie in het onderzoeksgebied bestaat uit soorten die goed tegen inundatie kunnen, zoals *Sparganium erectum* (grote egelskop), *Glyceria maxima* (liesgras), zegge en gewoon riet.

Onlanden is een natuurgebied dat wordt beheerd als retentiebekken om overstromingen in de omgeving te voorkomen. Tot 1998 was het een moeras waar vooral zegge groeide, maar het gebied werd toen gedeeltelijk drooggelegd. In 2012 stopte men met ontwateren en werd een officieel programma voor vernatting gestart. Rond de eddy covariance-mast groeien vooral *Typha latifolia* (lisdodde) en *Phragmites australis* (riet). Er is geen informatie beschikbaar over het verwijderen van de bovenlaag.

Het gebied dat het kortst geleden is vernat, is de meetlocatie in het **Ilperveld**. Hier begon de omschakeling rond 2007. Er groeien vooral planten uit de Russenfamilie, vermengd met riet en beperkt *Sphagnum*. In het Ilperveld werd waterbeheer toegepast om de ontwikkeling van veenmossen te bevorderen, maar door de extreem droge jaren in 2018 en 2022 was het voor veenmossen moeilijk om zich hier te ontwikkelen. Sinds 2023 is geprobeerd om de omstandigheden te verbeteren door het bicarbonaatrijke toevoerwater zuurder te maken met zoutzuur. Toch is de groei van het veenmos tot dusver niet zoals gehoopt.

Het **Duinigermeer** is een (semi)natuurlijk meer van 20 hectare en ligt in het Nationaal Park Weerribben-Wieden. Meren zijn vaak een onderdeel van veenweidegebieden en kunnen een grote bron zijn van zowel CO₂ als methaanuitstoot. Verspreid over het meer groeien drijvende planten (*Potamogeton spp.*) en aan de randen groeien moerasplanten zoals riet en lisdodde. Het meer zit via een netwerk van watgangem vast aan andere waterlichamen: het Duinigermeer komt uit in het Giethoornsche Meer en uiteindelijk in het IJsselmeer.

Demmerik is voormalige weidegrond maar wordt nu gebruikt als vochtig grasland en weidevogelgebied. In de zomer grazen er enkele vleeskoeien. In de jaren '80 werd het gebied vernat ten behoeve van de weidevogels. In het gebied is ook een 'toemaakdek' aanwezig. Dit is een kunstmatige toplaag van organische grond die bestaat uit een mengsel van zand, klei, en soms zelfs huishoudelijk afval.



Figuur 3. Locatie van de NOBV-onderzoeksgebieden in Nederland, zoals omschreven in dit hoofdstuk.

Gebied (ID)	Hoofdgebruik van het land	Bodem	Planten	Gemiddelde jaarlijkse grondwaterdiepte [cm]	Open water** [%]
Zegveld (ZEG_PT)	Natte teelt	Veen	<i>T. latifolia</i> (grote lisdodde)	8	3
Ankeveen (ANK_PT)	Natte teelt	Venig zand	<i>T. angustifolia</i> (kleine lisdodde), <i>Carex</i> spp. (zegge), <i>Juncus</i> spp. (rus), <i>T. latifolia</i> (grote lisdodde)	14 (-11)*	28
Camphuys (CAM)	Natte natuur	Veen	<i>S. erectum</i> (grote egelskop), <i>G. maxima</i> (liesgras), <i>P. australis</i> (riet)	1	7-?
Onlanden (ONL)	Seminatuurlijk	Veen	<i>T. latifolia</i> (grote lisdodde), <i>P. australis</i> (riet)	-4	15-?
Ilperveld (ILP_PT)	Seminatuurlijk	Veen	<i>Juncus</i> spp. (rus), <i>P. australis</i> (riet), <i>Sphagnum</i> spp. (veenmos)	3	63
Weerribben (WRW_SR)	Seminatuurlijk	Veen	<i>P. australis</i> (riet), <i>Sphagnum</i> spp. (veenmos)	-10 (0)^	8
Duinigermeer (WRW_OW)	Meer	Organisch sediment	<i>Potamogeton</i> spp. (fonteinkruid)	100 – 150#	91
Demmerik (DEM_NT)	Natuur grasland	Veen (met toemaakde k)	<i>Alopecurus</i> spp. (vossenstaart), <i>Poa pratensis</i> (veldbeemdgras), <i>Danthonia decumbens</i> (tandjesgras)	-9 (-21)°	25

Tabel 1. Een samenvatting van de ecologische kenmerken van NOBV-meetlocaties die zijn gebruikt in deze rapportage.. Positieve waarden betekenen een niveau boven het maaiveld. De grondwaterstand is gebaseerd op meetpunten die al dan niet binnen de eddy-covariantie voetafdruk staan.

*Gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor gebied met *Typha* (lisdodde) en (*Carex* (zegge)/*Juncus* (rus))

^Gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand van ribben en kragge

#Diepte van het meer

° Gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand van gras zonder sloot

**De categorie open water geeft een voorlopige indicatie van de aanwezigheid van sloten, meren en niet-begroeide gebieden binnen de EC-voetafdruk. De waarden zijn deels gebaseerd op beoordeling door onderzoekers in plaats van voetafdrukanalyse.

Metingen van koolstofdioxide- (CO₂) en methaan

CO₂- en methaanfluxen zijn voor alle gebieden gemeten met behulp van de eddy-covariantie-methode (EC-methode). Deze methode meet de beweging van energie en gassen zoals CO₂-, waterdamp (H₂O) en methaan in de lucht. Dit gebeurt met een anemometer die de windsnelheid meet en sensoren die de concentratie van gassen meten. De gasstroom (flux) wordt berekend door te kijken naar de samenhang tussen de verticale beweging van de wind en de concentratie van gassen, met de benodigde correcties. Een negatieve flux duidt op gasopname in de bodem (vanuit de lucht), en een positieve flux duidt op uitstoot vanuit de bodem (naar de lucht). De windrichting, de hoogte van de EC-toren, de hoogte van de planten en de atmosfeer bepalen waar de gemeten fluxen vandaan komen (de footprint; de voetafdruk). Deze parameters worden elke 30 minuten opgenomen en gefilterd op kwaliteit en nauwkeurigheid.

Gaten in de meetreeks ontstaan door beperkte luchtbeweging, storingen of stroomuitval. De gaten in de meetreeks van de netto ecosysteemuitwisseling (afgekort NEE) worden opgevuld met de MDS-methode (Marginal Distribution Sampling). Hierbij worden waarden zijn gemeten bij vergelijkbare omstandigheden zoals licht (instraling), luchtvochtigheid en temperatuur gebruikt om gaten van minder dan 60 dagen op te vullen. Gaten in meetreeksen die langer duren worden opgevuld met behulp van Machine Learning (ML)-methoden. Voor methaangegevens, die afhankelijk zijn van verschillende factoren, worden ook ML-modellen gebruikt. Specifiek wordt een aangepast ML-model, het XGBoost-model, gebruikt om de ontbrekende methaangegevens op te vullen. Tabel A1 laat de variatie van de jaarlijkse totalen met betrekking tot verschillende methode voor het opvullen van gaten in gegevens voor de twee natte teelt gebieden zien (zie de bijlage Tabel A1 voor meer details).

In Ankeveen en Demmerik zijn CO₂- en methaanfluxen ook gemeten met behulp van *kamers*. Een beschrijving van de kamermethode wordt gegeven in hoofdstuk 3 (Maatregelen: waterinfiltratie). Voor de meeste gebieden waren er ook aanvullende metingen, zoals gegevens over het weer, de bodemtemperatuur, het bodemvochtgehalte, grondwaterstanden en het reductie-oxidatiepotentiaal (de mogelijkheid om de ene stof te reduceren en de andere te laten oxideren) beschikbaar. Als er geen ondersteunende metingen beschikbaar waren, werden gegevens van nabijgelegen NOBV-meetlocaties of gegevens van het KNMI gebruikt. CO₂-fluxen worden vanaf hier NEE (Net Ecosystem Exchange, zie boven) genoemd, en methaanfluxen worden vanaf hier FCH₄ genoemd (waarbij de F afkomstig is van flux).

De jaarlijkse netto balans van broeikasgassen (netto GHG) wordt als volgt berekend:

$$\text{Netto GHG} = (\text{NEE} + C_{\text{invoer}} - C_{\text{uitvoer}}) + \text{FCH}_4 + \text{FN}_2\text{O}$$

waarbij NEE de jaarlijkse CO₂-flux (in ton CO₂ (per ha) per jaar) is, C_{invoer} en C_{uitvoer} de koolstofinvoer en -uitvoer, FCH₄ de jaarlijkse methaanflux en FN₂O de jaarlijkse stikstoflux, uitgedrukt in CO₂-equivalenten. De componenten C_{invoer} en C_{uitvoer} bestaan in onbemeste natte teelt en natte natuurgebieden onder andere uit koolstof dat via het water (opgelost of als deeltjes) wordt aan- en afgevoerd. Aan- en afvoer kan zowel plaatsvinden via het oppervlaktewater (inpompen/drainage), als via het grondwater (kwel of wegzijging). De hoeveelheid koolstof die binnenkomt of uitgaat via het oppervlaktewater, wordt berekend door te kijken naar de waterfluxen en de koolstofconcentratie in het water. Voor deze berekening wordt aangenomen dat C_{invoer} en C_{uitvoer} exclusief worden omgezet naar CO₂. In de praktijk zal een deel (mogelijk 10%) in de vorm van methaan worden omgezet.

Voor Ankeveen zijn de pomphoeveelheden gemeten. Voor Zegveld werd een schatting gemaakt op basis van de grondwaterstand en de geschatte verdamping, die werd gemeten met het EC-systeem. Op beide locaties werd de waterkwaliteit maandelijks gemeten. Beide locaties worden begrensd door ontwaterde graslanden en sloten met een grondwaterdiepte die 40 tot 80 cm lager is dan in de velden met lisdodde. Door dit verschil kan er veel water verloren gaan door infiltratie, wat kan oplopen tot meer dan 500 mm (twee keer het watertekort in de zomer). Koolstofverlies door water dat op deze manier wegstroomt, zogenoemd wegzijging, is niet berekend omdat dit waarschijnlijk een klein netto effect heeft. We gaan ervan uit dat het water dat wegstroomt evenveel koolstof bevat als het water dat in het systeem komt. Wel is in Zegveld in sommige gevallen ook actief water uit de velden gepompt, bijvoorbeeld om het te laten doorstromen.

Door de onzekerheid in schattingen in Zegveld en de infiltratieverliezen in beide gebieden is er aanzienlijke onzekerheid over de hoeveelheid koolstof die binnenkomt en uitgaat, wat invloed heeft op de uiteindelijke berekeningen van broeikasgassenbalans. Een mogelijkheid was geweest om de hele berekening van de aangevoerde en afgevoerde opgeloste koolstof niet uit te voeren en mee te nemen. Het voordeel daarvan zou zijn dat de overgebleven getallen een grotere zekerheid zouden hebben gehad. Een nadeel is dat dan zeker is dat de getallen niet meer de totale broeikasgasdynamiek van de natte teelten benaderen. Daarom is er voor gekozen om toch de onzekere C_{invoer} en C_{uitvoer} mee te nemen en te accepteren dat de hier gepresenteerde getallen aanzienlijke onzekerheden kennen. De grootte van de invloed van de aan- en afgevoerde koolstof op de totaalbalansen en de moeilijkheid van het nauwkeurig meten van deze fluxen is een belangrijk leerpunt van de eerste fase van het NOBV. Het is duidelijk dat in de tweede fase van het NOBV deze fluxen óf veel nauwkeuriger bepaald moeten worden, óf – indien dat niet lukt – toch uit de balans moeten worden gehouden waardoor een compleet beeld verkrijgen niet mogelijk is.

De koolstof die het systeem verlaat (C_{uitvoer}) bestaat in het geval van natte teelt of gemaaide natuurgebieden hoofdzakelijk uit de geoogste biomassa. Dit wordt aangepast voor het deel van het gebied dat binnen de EC-voetafdruk valt (50-75% van het geoogste gebied). Als geoogste biomassa in het (meet)gebied blijft, wordt dit niet gezien als afgevoerde koolstof.

FCH_4 is omgezet naar CO_2 -equivalenten met behulp van het broeikaseffect (GWP - Global Warming Potential) over 100 jaar, cf. het gebruik bij het IPCC (Intergovernmental Panel for Climate Change). Lachgasuitstoot (FN_2O) wordt gezien als verwaarloosbaar in onze onderzoeksgebieden en daarom niet gemeten. De uiteindelijke netto broeikasgasemissies wordt uitgedrukt in ton CO_2 -equivalent per hectare per jaar ($t\ CO_2\text{-eq}\ ha^{-1}\ jr^{-1}$).

De jaartotalen voor de netto uitstoot (NEE) en de broeikasgasbalans voor 2021-2022 zijn eerder gerapporteerd door Kruijt et al. (2023). De getallen die hier worden gepresenteerd zijn voorlopige totalen voor 2021-2023, waarop nog nabewerking kan plaatsvinden. Sommige gebieden hadden in 2023 een hoge NEE dan in eerdere jaren (zie tabel 2). Verschillen in de jaartotalen tussen rapporten kunnen ontstaan door verbeterde gegevenskwaliteit en meer gefilterde data. De jaarlijkse FCH_4 –waarden voor 2020-2023 zijn gepubliceerd in Buzacott et al. (2024).

Site	Year	NEE	SE	Import	SD	Export	SD	NEP	SE	FCH ₄	SE	Net GHG	SE
ANK_PT	2022	-14.5	1.0	-1.7	0.4	8.3	2.1	-7.9	2.4	9	0.1	1.1	1.6
ANK_PT	2023	-1.4	1.1	-1.4	0.4	9.3	2.3	6.5	2.6	6.8	0.1	13.3	1.6
ZEG_PT	2021	-8.6	1.7	-9.1	4.5	4.6 (12.3)	2.3	-13.1	4.8	12.2	0.2	-0.9	2.2
ZEG_PT	2022	-9.8	1.2	-7.2	3.6	2.3 (7.5)	2.5	-14.7	4.1	12.4	0.2	-2.3	2.1
ZEG_PT	2023	-2.4	1.2	-2.0	1.0	4.1 (est)	3.0	-0.3	3.3	11.4	0.3	11.1	1.9
CAM	2021	-3	1					-3	1.0	8.6	0.9	5.6	1.4
CAM	2022	-17.8	1					-17.8	1.0	13.7	1.5	-4.1	1.6
ILP_PT	2022	-3.4	1	0		0		-3.4	1.0	9.7	0.2	6.3	1.1
ILP_PT	2023	-0.4	1	-0.3	0.1	0		-0.7	1.0	10.9	0.1	10.2	1.1
ONL	2021	-8.5	0.8					-8.5	0.8	17.1	0.5	8.6	1.1
ONL	2022	-1.9	2.1					-1.9	2.1	11.1	1.4	9.2	1.9
ONL	2023	-0.8	0.9					-0.8	0.9	12.1	1.9	11.3	1.7
WRW_SR	2022	-5.3	1.0			7	3.5	1.7	3.6	7.5	0.1	9.2	1.9
WRW_SR	2023	-7.6	0.6			7.2	3.1	-0.4	3.2	8.6	0.1	8.2	1.8
WRW_OW	2022	17.9	0.9					17.9	0.9	5.8	0.5	23.7	1.2
WRW_OW	2023	11.2	0.8					11.2	0.8	7	0.1	18.2	0.9
DEM_NT	2023	10.6	0.7					10.6	0.7	5.3	0.1	15.9	0.9

Tabel 2. De jaartotalen van netto ecosysteemuitwisseling (NEE), netto ecosysteemproductiviteit (NEP), methaanflux (FCH₄) en netto broeikasgasbalans (netto GHG) inclusief invoer via water voor gebieden met natte teelt. De onzekerheidsbalken tonen één standaarddeviatie. De gegevens in deze grafiek bevatten voorlopige totalen van NEE, NEP, FCH₄ en netto GHG allen in CO₂-equivalenten.

3.3 Broeikasgasemissies gemeten in de (ver)natte locaties

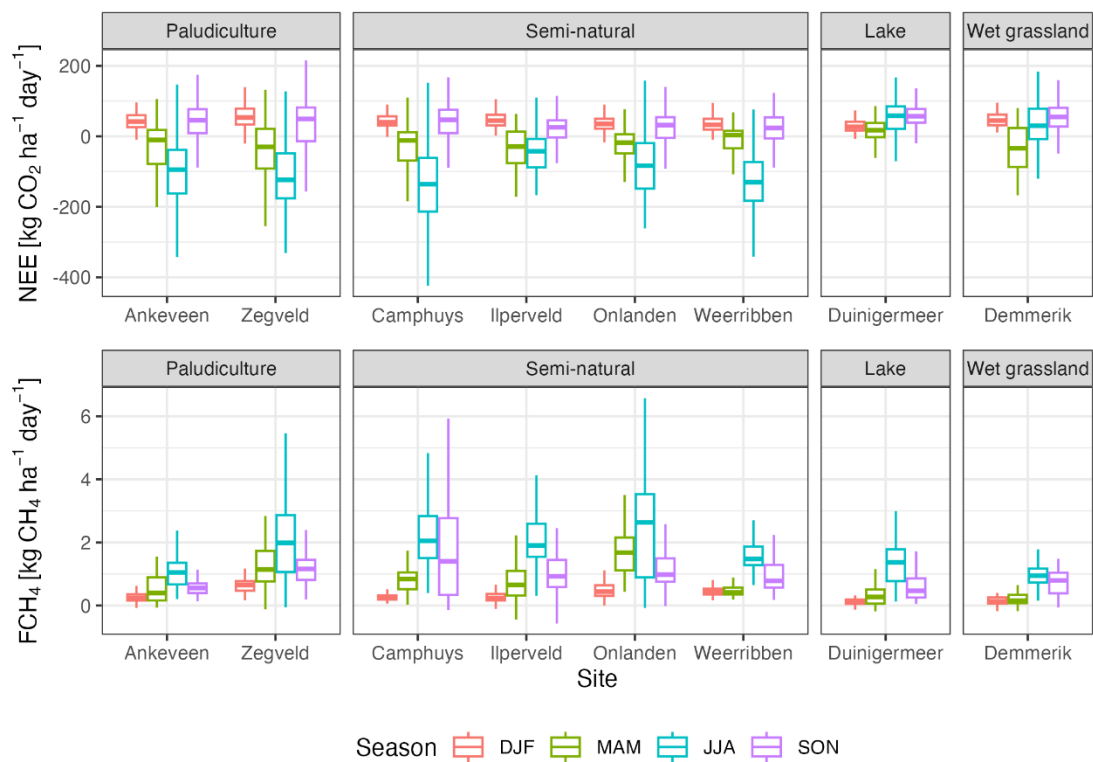
In deze paragraaf duiden we de broeikasgasemissies zoals die zijn gemeten in de (ver)natte locaties, waarbij we kijken naar het landgebruik en de teelt. Daarbij gaan we in op de oorzaken van methaanuitstoot in deze gebieden.

Overzicht van broeikasgasemissies per type landgebruik

De seizoensgebonden opname en uitstoot van koolstofdioxide gegevens voor (semi)-natuurlijke gebieden en gebieden met natte teelt (paludiculture) is heel vergelijkbaar (figuur 4). Deze gebieden nemen tijdens de lente en zomer CO₂ op, en in de herfst en winter is er beperkt uitstoot. Het Ilperveld laat in de zomer een lagere opname zien dan de andere (semi)-natuur gebieden. Het Ilperveld is voornamelijk begroeid met grassen en pitrus, terwijl riet, lisdodde en aquatische macrofyten de andere locaties domineren. Dit is waarschijnlijk de oorzaak van de waargenomen verschillen in broeikasgasfluxen. Het aandeel permanent open water is in het Ilperveld ook groter dan in andere gebieden, wat terugkomt in de footprint van de EC mast. Ook dit kan een invloed hebben op de netto broeikasgasdynamiek. Het natte graslandgebied Demmerik vertoonde alleen in de lente een netto opname van CO₂; in andere seizoenen was hier sprake van netto uitstoot. In het Duinigermeer was er in alle seizoenen netto uitstoot van CO₂.

De methaanuitstoot was in alle gebieden het hoogst in de zomer, gevolgd door de herfst (figuur 4). In de herfst komt dit waarschijnlijk doordat er tijdens het groeiseizoen veel organisch materiaal is opgehoopt, wat waarschijnlijk de voedingsbodem is voor de productie van methaan. In Camphuys was er in de herfst een grote variatie in emissies, waarschijnlijk door weinig metingen in dit seizoen, wat de onzekerheid verhoogd. De Weerribben hadden de kleinste spreiding in zomeruitstoot, vergelijkbaar met Ankeveen en Demmerik, en de herfstuitstoot was vergelijkbaar met die van de andere gebieden. In de Weerribben kan de veenmosvegetatie een rol spelen door veel methaan te oxideren en het 'schoorsteen-effect' van riet te verminderen, want normaal in de zomer voor een piek in methaanemissies zorgt.

Er is een duidelijk verschil in methaanuitstoot tussen Ankeveen en Zegveld binnen de natte teelten locaties, waarbij Zegveld in alle seizoenen een hogere uitstoot had (zie volgende paragraaf). De seizoensgebonden methaanuitstoot van het Duinigermeer is vergelijkbaar met dat van de nabijgelegen Weerribben, maar is over het algemeen lager, uitgezonderd de uitstoot in het voorjaar. Demmerik had de laagste seizoensgebonden methaanuitstoot van de gebieden die we in dit hoofdstuk bespreken. Dit komt waarschijnlijk door de lage grondwaterstand. De uitstoot was vooral in de winter en lente lager en minder in de zomer en herfst. In Demmerik zijn de sloten in de meetvoetafdruk waarschijnlijk belangrijke bronnen van methaan.

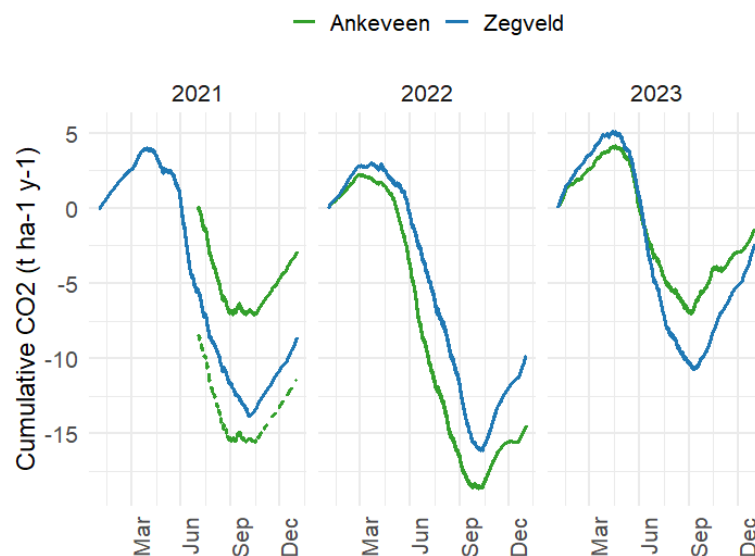


Figuur 4. Boxplots (kader-met-staafdiagrammen) van dagelijkse netto ecosysteemuitwisseling van koolstofdioxide (NEE) en methaanflux (FCH₄) voor de beschreven NOBV-onderzoeksgebieden, gemeten met eddy-covariantie, geplot per 3 maanden.

Broeikasgasuitstoot van natte teelt locaties

CO₂ uitstoot

De locaties Ankeveen en Zegveld worden het hele jaar door kunstmatig nat gehouden (geïnundeerd) met behulp van pompen (Buzacott et al., 2024). Onder deze omstandigheden werd vastgesteld dat koolstof (NEE) werd vastgelegd, wat betekent dat er een negatieve uitstoot was van CO₂, zonder rekening te houden met de invoer en uitvoer van koolstof (figuur 5). De lijnen in het figuur laten zien dat de opname van CO₂ toeneemt als de vegetatie begint te ontwikkelen in het jaar als gevolg van fotosynthese en gewasgroei. Deze periode wordt gevolgd door een periode van 2-4 maanden waarbij de netto uitstoot van CO₂ bijna nul was. In de winter was er een gematigde uitstoot van CO₂, waarschijnlijk door veroudering van de biomassa, ademhaling (respiratie) van planten en afbraak van lisdodde die niet volledig geoogst was in het EC-gebied (zoals in Zegveld van 2021-2023). In 2023 bevatte het gemeten EC-gebied van Ankeveen meer open water en minder vegetatie door veranderingen in het EC-gebied. Hierdoor was er een veel lagere seizoensgebonden opname van CO₂ (ongeveer 10 ton CO₂ per hectare per jaar minder). In Zegveld is de opname in mindere mate ook lager in 2023.



Figuur 5. Cumulatieve uitstoot (of opname/negatieve uitstoot) van CO₂ (NEE) in tonnen per hectare per jaar in 2021, 2022 en 2023 door kleine lisdodde in Ankeveen (groene lijn) en grote lisdodde in Zegveld (blauwe lijn). De gestippelde groene lijn staat voor een schatting van het totale CO₂-uitstoot voor Ankeveen in 2021, omdat gegevens van het begin van dat jaar niet beschikbaar zijn. De gegevens analyse voor 2023 is voorlopig; verdere verificatie en validatie zijn noodzakelijk.

De koolstof die het systeem inkomt (C_{invoer}) bestaat in het geval van natte teelt die wordt geïnundeerd uit koolstofdeeltjes of opgelost koolstof in het water. Tijdens het groeiseizoen van 2022 werd geschat dat 5.8 ton CO₂-equivalent in Ankeveen werd geïmporteerd en 7.2 ton CO₂-equivalent in Zegveld. Omdat de footprint in Ankeveen niet volledig uit lisdodde bestaat is deze invoer geschaald naar het aandeel lisdodde, waarmee de C_{invoer} 1.7 ton CO₂-equivalent in Ankeveen is (Tabel 3.1). Daarna zijn deze hoeveelheden afgetrokken van de koolstofbalans (Tabel 3.1).

De koolstof die het systeem verlaat (C_{uitvoer}) bestaat in dit geval van natte teelt volledig uit geoogst materiaal (Tabel 3.2 voor “ruwe” data). Voor de winteroogst van 2022 was de koolstofuitvoer 8.3 ton CO₂-equivalent in Ankeveen en 2.3 t CO₂-equivalent in Zegveld. Niet het hele gemeten gebied werd geoogst, dus hiervoor is gecorrigeerd al in bovengenoemde getallen. Oogsten tijdens de winter leidt tot 40-60% verlies van biomassa door rot en stormschade (Geurts et al., 2020; VIPNL ongepubliceerde gegevens). Na de oogst werd er gezien dat in Zegveld veel biomassa achterbleef, wat waarschijnlijk leidt tot een overschatting van de koolstofexport daar, hiervoor hebben we proberen te corrigeren. In de Weerribben lijkt de koolstofuitvoer hoog (7 CO₂-equivalent per hectare per jaar gezien de schaarse en open (voedselarme) rietbegroeiing en het gemiddelde aandeel riet binnen het bemeten gebied. Er is helaas een gebrek aan gegevens over koolstofexport voor vegetatietypes zoals riet, veenmos en zegge in Nederlandse testgebieden.

Gebieden	Jaar	C-invoer (t CO ₂ -eq ha ⁻¹ jr ⁻¹)	C-uitvoer (t CO ₂ -eq ha ⁻¹ jr ⁻¹)	NEE (t CO ₂ -eq ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Ankeveen	2020	NA	NA	NA
	2021	1.4 ± 0.4	7.4 ± 1.9	NA
	2022	1.7 ± 0.4	8.3 ± 2.1	-14.5 ± 1.0
	2023	1.4 ± 0.4	9.3 ± 2.3	-1.4 ± 1.4
Zegveld	2020	1.5 ± 2.0	3.4 ± 1.7	NA
	2021	9.1 ± 4.5	4.6 ± 2.3	-8.6 ± 1.7
	2022	7.2 ± 3.6	2.3 ± 2.5	-9.8 ± 1.2
	2023	2.0 ± 1.0	4.1 ± 3.0	-2.4 ± 1.5

Tabel 3.1. Koolstofinvoer en -uitvoer in tonnen CO₂-equivalent per hectare per jaar tijdens oogstmomenten in de gebieden Ankeveen en Zegveld. De uitvoer van koolstof is geschaald naar de bijdrage van het geoogste gebied binnen het gemeten gebied. NEE is vermeld ter vergelijking (zie Tabel 2). NA = gegevens niet beschikbaar.

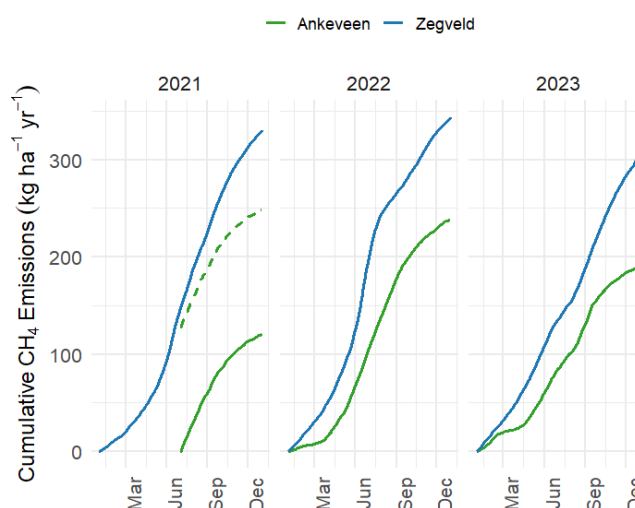
Gebieden	Jaar	Staan gewas in februari (t DS ha ⁻¹) (DS = droge stof)	Oogstmachine (vers gewicht t ha ⁻¹)	Oogstschatting (DG t ha ⁻¹) (DG = droog gewicht)
Ankeveen	2021	NA	16	8
	2022	NA	18	9
	2023	NA	20	10
Zegveld	2020	6.1	NA	NA
	2021	8.2	NA	NA
	2022	4.1	NA	NA
	2023	NA	NA	NA

Tabel 3.2. Ondersteunende gegevens voor de berekeningen van koolstofinvoer en -uitvoer voor de gebieden Ankeveen en Zegveld. De oogst uit de machine is geschat op basis van gewicht per deelperceel lisdodde

(70:15:15) in Ankeveen; oogstschatting op basis van 49% drooggewicht per perceel (P1:P3:P8 - 70:15:15) in Ankeveen; Zegveld, nog geen gegevens van 2023, voorlopige schatting, en rekening houdend met staand gewas dat niet is verwijderd uit delen van het veld. NA = gegevens niet beschikbaar.

Methaanuitstoot

Het grootste deel van de methaanuitstoot bij de meetlocaties Ankeveen en bij Zegveld vond plaats in de tweede helft van het groeiseizoen. Dit kwam door de combinatie van een hoge waterstand, het langzamer groeien van het gewas en de hoge temperaturen (Buzacott, 2023; Fritz & van Giersbergen, 2023; figuur 6). Over het algemeen had Zegveld een hogere methaanuitstoot dan Ankeveen. Dit kwam waarschijnlijk door de aanwezigheid van kleine lisdodde in Ankeveen (wat voor minder methaanuitstoot zorgt, zie Van den Berg et al., 2022), terwijl in Zegveld het gemeten gebied vooral bedekt met grote lisdodde. De aanwezigheid van wateroppervlaktes in het gemeten gebied is ook belangrijk voor de methaanuitstoot. In Ankeveen zijn geen grote oppervlaktes water aanwezig. Wel omvatte in 2023 een groter deel van het met EC gemeten gebied van Ankeveen een sloot. Dit zorgde voor meer methaanuitstoot in de metingen en een lagere gemeten opname van CO₂ in de voetafdruk van de EC mast. In het lisdoddeveld in Zegveld is meer open water aanwezig (VIPNL-rapport 2024) en een grotere aanvoer van water dat rijk is aan koolstof. Ook zijn er in Zegveld buiten het lisdoddeveld sterke bronnen van methaan in de meetvoetafdruk, te weten een mestsilo, koeienstal en sloten. Hoewel geprobeerd is deze uitstoot te filteren, kan een invloed hiervan niet volledig worden uitgesloten. Minder dichtbegroeide velden en een lage worteldichtheid spelen ook een rol. De relatief recente aanvoer van kunstmest, zorgt bovendien mogelijk voor meer methaanuitstoot.



Figuur 6. Totale methaanuitstoot in kg per hectare per jaar in 2021, 2022 en 2023 door kleine lisdodde in Ankeveen (groene lijn) en grote lisdodde in Zegveld (blauwe lijn). De gestippelde groene lijn staat voor een schatting van de totale hoeveelheid methaan voor Ankeveen in 2021, omdat gegevens van het begin van het jaar niet beschikbaar zijn. 200 kg CH₄ ha⁻¹yr⁻¹ staat gelijk aan 5.4 CO₂-eq ha⁻¹ jr⁻¹.

Lachgasuitstoot

Van Nederlandse natte teelt locaties op veen zijn maar beperkt lachgas (N₂O)-gegevens beschikbaar. Schattingen van Zegveld tussen juli en oktober 2023 lieten zien dat de lachgasuitstoot rond de 1 ton CO₂-equivalent per hectare (~3.7 kg lachgas per hectare) zit. Als de ontbrekende gegevens voor de rest van het jaar worden geschat, kan dit oplopen tot 2 t CO₂-equivalent per hectare per jaar (~7.3 kg lachgas per hectare per jaar). Ter vergelijking: metingen op grasland toonden tot 7 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar (15 kg lachgas per hectare per jaar; P. Wintjen en A. Frumau persoonlijke communicatie; VIPNL-gegevens). De huidige emissiefactor voor

lachgas voor veengronden door mineralisatie is 4.67 kg N₂O-N per ha per jaar (Kuikman et al., 2005), wat overeenkomt met 14.7 kg N₂O per ha per jaar en 4 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar.

3.4 Jaarlijkse NEE-totalen voor alle (ver)natte locaties

De jaarlijkse netto koolstofopname (NEE) liet in de meeste gebieden een netto opname zien, behalve in het Duinigermeer en Demmerik (figuur 7). De NEE voor (semi-) natuurgebieden varieerde van -17.8 tot -5.4 ton per hectare per jaar. Camphuys en Onlanden lieten grote verschillen zien tussen de jaren door factoren als het weer, grondwaterbeheer, plantengroei en gaten in emissiedata. In de zomer van 2021 had Camphuys te maken met onbedoelde ontwatering en in 2022 met inundatie. Onlanden was in 2021 natter dan in 2022, hoewel het jaarlijkse verschil hier kleiner was. Het effect van inundatie op de koolstofcyclus moet verder worden geanalyseerd. In 2023 was er in Ankeveen en Zegveld minder CO₂-opname dan in voorgaande jaren. Totalen varieerden van -14.5 tot -1.4 ton per hectare per jaar. Het Duinigermeer had over twee jaar een netto uitstoot van 11.2 tot 17.9 ton per hectare per jaar ha⁻¹ jr⁻¹. In 2023 was de uitstoot in Demmerik 10.6 ton CO₂ per hectare per jaar.

Net Ecosysteem Productie (NEP-waarden), NEE minus oogst plus import, is alleen beschikbaar voor Ankeveen, Zegveld en de Weerribben. In Zegveld was de NEP negatief in 2021 en in 2022 (respectievelijk -13.1 en -14.7 ton per hectare per jaar). In 2023 was de NEP bijna neutraal (-0.3 ton per hectare per jaar). In Ankeveen was de NEP in 2022 -8.8 ton per hectare per jaar; in 2023 was deze juist positief met 6.5 ton per hectare per jaar. De Weerribben (waar ook riet geoogst wordt) had NEP-waarden van 1.7 ton per hectare per jaar in 2022 en -0.4 ton per hectare per jaar in 2023.

De jaarlijkse methaanuitstoot (FCH₄-totalen) varieerden van 5.3 tot 17.1 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar (figuur 7, Tabel 2) in de verschillende gebieden. (Semi-) natuurgebieden hadden hogere gemiddelden (7.5 tot 17.1 ton); de uitstoot in het meer was iets lager (5.8 tot 7.0 ton). De jaarlijkse totalen in Zegveld en Ankeveen lagen tussen 6.8 en 12.4 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar. Voor nat grasland was maar één schatting beschikbaar; 5.3 ton in 2023. Tabel A1 toont de variatie in jaarlijkse totalen, die over de jaren heen binnen het NOBV zijn gemaakt. De verschillen tussen de schattingen worden voornamelijk veroorzaakt door de methodes om de uitgefilterde data op te vullen ('gap-filling') en door methodewijzigingen (en ook schattingen) om voor de plantengroei te compenseren. Dit laat het belang zien van doorgaand onderzoek naar de optimale manier om de metingen te verwerken.

De netto broeikasgasbalans (CO₂ en CH₄, zie o.a. figuur 7) varieerde in (semi-) natuurgebieden van -4.1 tot 11.3 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar. In Ankeveen en Zegveld varieerde dit van -2.3 tot 13.3 ton; In het Duinigermeer tussen de 18.2 en 23.7 ton jr⁻¹ en in Demmerik was de waarde 15.9 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar ($n = 1$). Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat voor natte teelt de hoeveelheid koolstof die met inlaatwater binnenkomt is meegenomen en dit is niet gedaan bij de andere locaties.

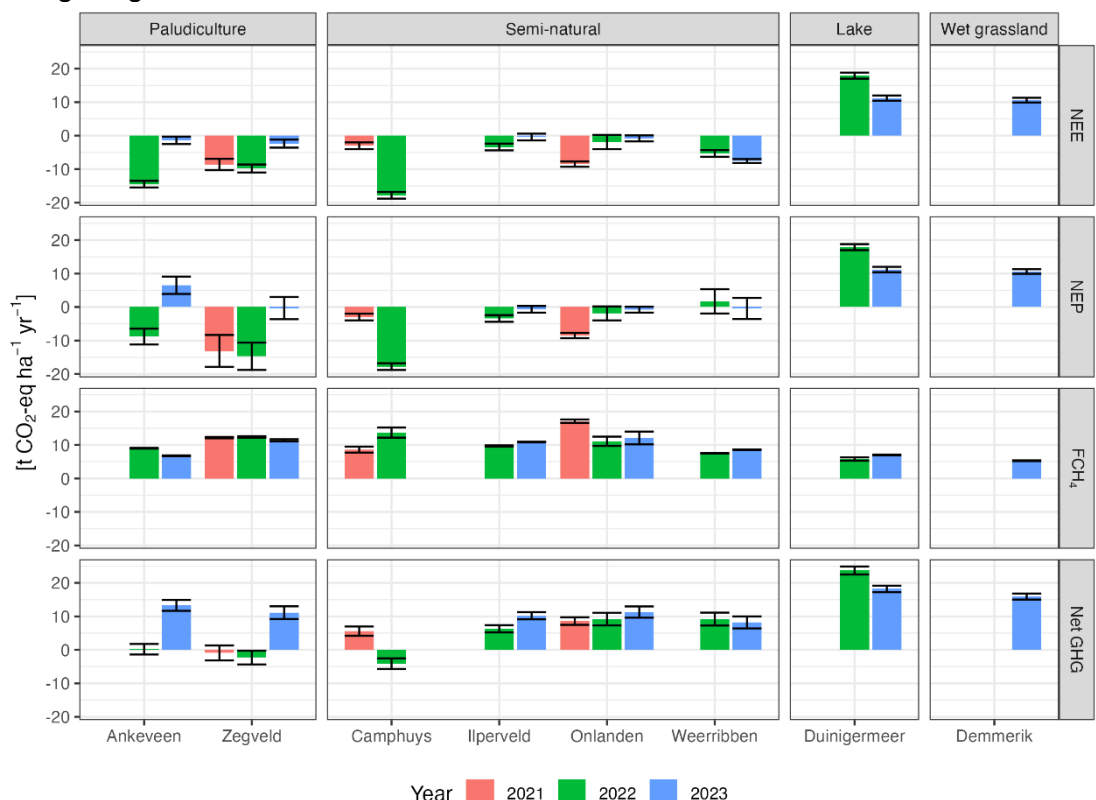
De (semi-) natuurgebieden in het NOBV, waar vooral riet, lisdodde en zegge groeien onder voedselrijke condities, laten een aanzienlijke methaanuitstoot zien. Deze wordt in de balans gedeeltelijk gecompenseerd door de opname van CO₂.

Meren zijn belangrijke bronnen van broeikasgassen omdat hier organisch materiaal wordt afgebroken door bacteriën. Diepere meren hebben vaak een lagere uitstoot doordat bacteriën daar minder actief zijn en er minder methaanoxidatie optreedt. Er

zijn maar weinig Nederlandse onderzoeken waarin de jaarlijkse totalen voor meren worden vermeld. Schrier-Uijl et al. (2011, 2014) documenteerde vergelijkbare fluxen (6 tot 42 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar). Meer onderzoek naar meren moet hier meer duidelijkheid over geven.

De Horstermeer is het enige Nederlandse gebied waar de broeikasgasuitstoot van een onbeheerd (verlaten) weiland is onderzocht. Hendriks et al. (2007) en Schrier-Uijl et al. (2014) rapporteerden dat dit gebied gemiddeld -13.5 ton CO₂ per hectare per jaar opneemt en jaarlijks gemiddeld 192 kg methaan uitstoot per hectare per jaar (5.2 ton CO₂-equivalent). Dit leidt tot een netto broeikasgasbalans van -8 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar. Ter vergelijking: Demmerik stootte in één jaar netto 10.6 ton CO₂ uit per hectare per jaar en 5.3 ton CO₂ -equivalent methaan. Het verschil in broeikasgasuitstoot tussen Demmerik en Horstermeer komt door factoren zoals de hoeveelheid open water, hoe lang er al wordt vernat, de samenstelling van de ondergrond (de ondergrond van de Horstermeer is minder venig dan in Demmerik) en de plantengroei. Ook de grondwaterstand en het feit of er kwel (Horstermeer) of wegzijging (Demmerik) is. Daarnaast wordt in Demmerik beweide en gemaaid/gehooide. Aan het einde van fase 1 van het NOBV is een nieuw gebied toegevoegd met hoge grondwaterstanden (Lang Roggebroek) om te kunnen vergelijken.

Het is belangrijk om te begrijpen hoe verschillende tijdsperiodes (zoals 20, 10 of 100 jaar) het broeikasgaseffect (GWP) beïnvloeden. In dit hoofdstuk wordt voor het omzetten van methaan naar CO₂-equivalent de factor 27 gebruikt. Dit is een gemiddelde over 100 jaar (GWP100 = 27.0, IPCC AR6). GWP100 is bruikbaar voor de lange termijn. Om het effect van methaan op korte termijn in te schatten (GWP20 = 79) kan men dus de methaanuitstoot in CO₂-equivalent vermenigvuldigen met 3. In dat geval wordt de snellere afbraak van methaan in de atmosfeer minder meegewogen.

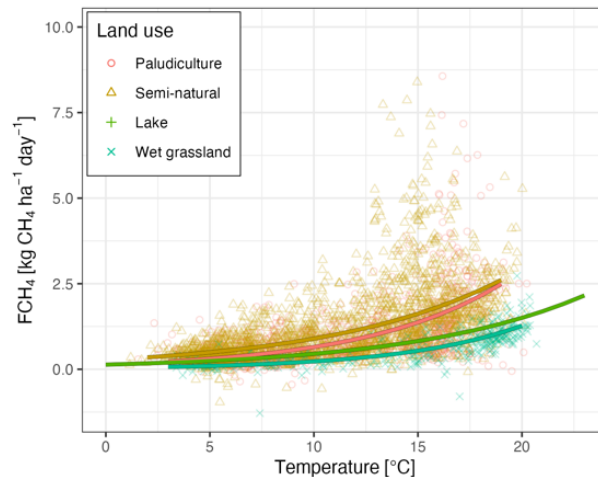


Figuur 7. De jaartotalen van netto ecosysteemitwisseling (NEE), netto ecosysteemproductiviteit (NEP), methaanflux (FCH₄) en netto broeikasgasbalans (netto GHG) inclusief invoer via water voor gebieden met natte

teelt. De onzekerheidsbalken tonen één standaarddeviatie. De gegevens in deze grafiek bevatten voorlopige totalen van NEE en NEP en dus netto GHG. De gegevens staan in Tabel 2. Het uitstootverminderingspotentieel van de (semi)natuurlijke gebieden was vergelijkbaar met dat van velden voor natte teelt (zie hieronder; gemiddeld 11 t CO₂-eq ha⁻¹ jr⁻¹ zonder lachgas en 18 t CO₂-eq ha⁻¹ jr⁻¹ inclusief lachgas).

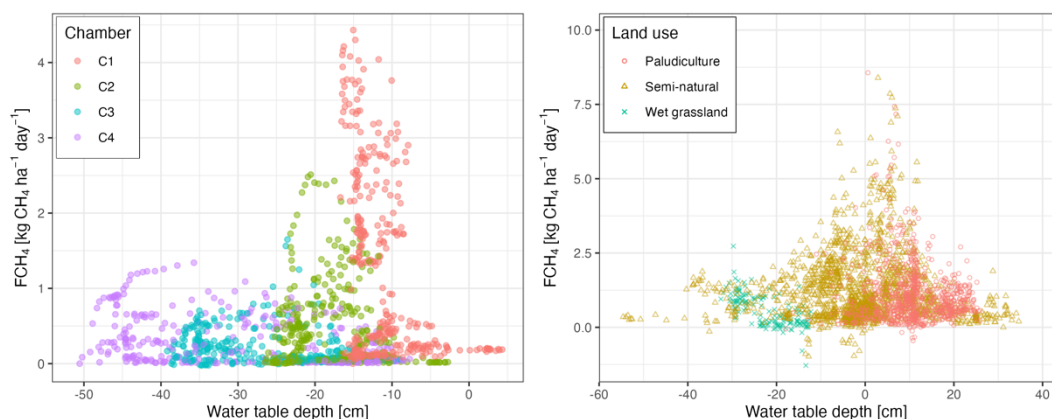
Oorzaken van methaanuitstoot

We beschrijven hier kort de factoren die leiden tot methaanuitstoot. Uitgebreidere informatie hierover is beschikbaar in Buzacott et al. (2024). Omdat de vorming van methaan door micro-organismen (methanogenese) een microbieel proces is, bepaalt de temperatuur de snelheid waarmee stoffen worden omgezet (metabolische snelheid). In elk onderzoeksgebied was er een duidelijke toename van methaanuitstoot bij hogere temperaturen, met veel variatie (figuur 8). (Semi-) natuurlijke gebieden en gebieden met natte teelt lieten de hoogste uitstoot zien bij toenemende temperaturen.



Figuur 8. Temperatuurreactie van FCH₄. Hiervoor is voor de meeste gebieden de bodemtemperatuur en het landgebruikstype gebruikt; alleen bij meren wordt de luchttemperatuur gebruikt.

Het effect van de grondwaterstand op methaanuitstoot in vochtige graslanden is te zien in kamermetingen bij Demmerik (figuur 9). De methaanuitstoot neemt geleidelijk toe naarmate de grondwaterstand stijgt. Alleen tijdens enkele metingen in de koelere seizoenen was dit niet het geval.

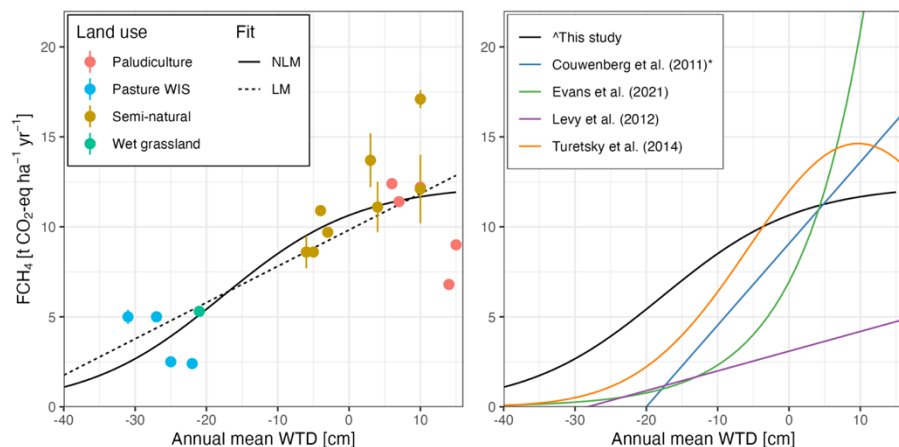


Figuur 9. Relatie tussen de grondwaterstand op de methaanfluxen (FCH₄) in de kamerset bij Demmerik (links) en in de gebieden die gemeten zijn met eddy-covariantie (rechts). De kamers C1 tot en met C4 bevinden zich respectievelijk op 2 m, 4 m, 8 m en 10 m van de sloot. De vegetatiesamenstelling in de kamers verschilde soms, wat waarschijnlijk ook invloed had op de bodem.

Een hogere methaanuitstoot begint als de grondwaterstand hoger is dan -20 cm en bereikt zijn maximum bij een grondwaterstand ongeveer 10 cm boven maaiveld (inundatie). Hoewel er veel variatie is, veroorzaakt door verschillen in temperatuur, grondwaterstanden en landgebruik (zoals planten, sloten en open water), laten andere studies vergelijkbare drempelwaarden zien voor methaan (bijvoorbeeld Levy et al., 2012; Turetsky et al., 2014; Tiemeyer et al., 2020; Evans et al., 2021).

Omdat de grondwaterstand de belangrijkste factor is voor methaanuitstoot, onderzochten we de relatie tussen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand en de totale jaarlijkse uitstootniveaus. Twee modellen werden getest: een lineaire en een S-vormige (sigmoïdevormige) lijn (figuur 10). De S-vormige lijn paste het beste bij de NOBV-data, en kwam overeen met andere Europese onderzoeken bij hogere grondwaterstanden. Bij lagere grondwaterstanden zagen we echter, hogere uitstoot dan in andere onderzoeken. Hier zijn een paar waarschijnlijke redenen voor. Ten eerste gebruikten we voornamelijk EC-metingen, waar we methaanuitstoot meten over het gehele ecosysteem inclusief sloten en open water. De andere onderzoeken gebruikten voornamelijk kamergegevens, waarbij alleen de uitstoot van het bodemoppervlak werd weergegeven. De tweede reden is dat NOBV-onderzoek zich alleen op kustvlakten richt waar veel waterlichamen aanwezig zijn (zie hierboven) en die vaak voedselrijk zijn. De genoemde internationale studies meten regelmatig ook in voedselarme hoogvenen met een lagere methaanuitstoot. In de toekomst moeten meer gebieden worden onderzocht om de relatie beter te begrijpen, vooral de link tussen methaanuitstoot en de grondwaterstand.

Het is te vroeg om een duidelijk verband te leggen tussen de jaarlijkse grondwaterstand en de NEP omdat we nog niet genoeg weten over de koolstofinvoer en -uitvoer in de verschillende gebieden. Figuur A2 laat een voorlopige relatie zien, om te tonen waar het onderzoek naartoe gaat. Daarom is de vergelijking van CO₂ en methaan die is gevonden voor NOBV-gebieden nog niet weergegeven in de bijlage (figuur A2). De eerste resultaten geven als richtlijn dat de uitstoot 5 tot 10 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar hoger is dan die van Evans et al. (2021), bij natte omstandigheden met een grondwaterstand van meer dan -30 cm.



Figuur 10. Relatie tussen de jaarlijkse gemiddelde grondwaterdiepte (WTD) en de jaarlijkse netto ecosysteemproductiviteit (linksboven) en methaanflux (FCH₄) (linksonder). Vergelijkingen van onze relatie met andere Europese onderzoeken staan aan de rechterkant.

De emissieregistratie voor (ver)natte veengebieden

Jaarlijks wordt de uitstoot van broeikasgassen van Nederlandse organische gronden gerapporteerd in de sector landgebruik (LULUCF) binnen de emissieregistratie. Er zijn geen specifieke emissiefactoren (EF's) voor (ver)natte veengebieden in Nederland (zie Ruysseenaars et al., 2021; Arets et al., 2023). Op basis van de gegevens in dit document en internationale literatuur (o.a. Bianchi et al., 2021) zijn EF's naar beste inzicht opgesteld (tabel 4). We gebruikten de categorie 'vernatte organische bodems' en gebieden met natte teelt, (semi-) natuur en nat grasland (voorheen gedraineerde weilanden voor landbouwgebruik).

Landgebruik	Land	CO ₂ (t CO ₂ ha ⁻¹ jr ⁻¹)	CH ₄ (t CO ₂ -eq ha ⁻¹ jr ⁻¹)	N ₂ O (t CO ₂ -eq ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Vernatte organische bodems (voedselrijk, geïnundeerd)	Nederland (dit rapport)	-3.6	10.4	
	IPCC-standaard	-0.3 – 9.2	3.3 – 7.8	0.00
	Duitsland	-1.5	7.5	0.00
Bijna-natuurlijk niet-geïnundeerde bodems (vochtige tot natte natuurgebieden)	Nederland	Niet-bepaald	Niet-bepaald	Niet-bepaald
Vernat laagveen	VK	0.9	4.2	0.24
Vernat veenmoeras	VK	-2.2	2.0	0.04
Bijna natuurlijk laagveen	VK	-5.4	3.9	0.24
Bijna natuurlijk veenmoeras	VK	-3.5	2.8	0.03

Tabel 4. Emissiefactoren (EF's) ontwikkeld op basis van de gegevens in dit hoofdstuk. Het totale aantal jaren voor gebieden dat werd gebruikt om de EF's te schatten was n=15. De EF's van de IPCC-standaard (IPCC, 2014; tabellen 2.1, 2.3, 2.5, 3.1, 3.3), de Duitse EF's van Tiemeyer et al. (2020) voor Duitsland, en de United EF's van Evans et al. (2021) worden ter vergelijking getoond. EF's voor het VK zijn opgesplitst in laag- en hoogveen. De EF's zijn beschikbaar voor vernatte en bijna-natuurlijke omstandigheden. Emissiefactoren zijn niet geschat voor meren omdat we hier maar één gebied en twee jaartotalen voor hebben. Zie ook tabel 5 voor een breder overzicht van samenvattingen van broeikasgasfluxen over landgebruik en gebieden.

De hier gepresenteerde Nederlandse EF voor koolstofdioxide laat zien dat er meer CO₂ wordt opgenomen dan bij de Duitse EF en ligt binnen het ruime bereik dat wordt gegeven voor de IPCC-standaard (de standaard van de Intergouvernementele Werkgroep inzake Klimaatverandering van de VN). De opname van CO₂ is hoger dan bij vernat Brits laagveen, maar lager dan bij natuurlijk Brits laagveen. De methaanuitstoot in onze gepresenteerde EF is hoger dan die van andere landen. Dit kan komen door verschillende factoren, zoals het feit dat we het volledige ecosysteem hebben gemeten met eddy-covariantie-methoden (EC) in plaats van het gebruik maken van kamermetingen. Andere redenen kunnen zijn het moment van vernatten, verschillen in beschikbaarheid van voedingsstoffen en waterkwaliteit, en misschien de plantensoorten die aanwezig zijn. Het verschil kan ook worden beïnvloed doordat de gebieden zelf verschillen (zoals het aandeel open water) en door verschil in gemeten jaren (verschillen in beheer en/of weer). Door een gebrek aan gegevens hebben we geen EF's voor stikstof geschat voor Nederlandse omstandigheden. We verwachten echter dat deze niet hoog zijn voor (ver)natte veenweidegebieden, zoals blijkt uit de IPCC-standaard en de EF van Duitsland en het VK.

Het is overigens onzeker of de emissiefactoren van verschillende gebieden wel op elkaar zouden moeten lijken, gezien de onzekerheden in de metingen, de variatie in het landschap, geschiedenis van het beheer en het huidige beheer. Ook de keuze voor de meetlocaties introduceert een variatie in de gerapporteerde uitstootgetallen. Begrip van de verschillen kan bijdragen aan het procesbegrip van de uitstoot op basis waarvan een ruimtelijke inschatting kan worden gemaakt van de gebiedsuitstoot.

3.5 Vergelijking van Nederlandse resultaten met de internationale literatuur

In vergelijking met gedraineerde veengebieden is er in (ver)natte veengebieden methaanuitstoot, maar tegelijkertijd opname van CO₂ (in de bodem of het gewas). Hierdoor is het mogelijk om met (ver)natte veengebieden de netto broeikasgasuitstoot te reduceren ten opzichte van gedraineerde veengebieden (tabel 5, figuur 11). De twee Nederlandse gebieden met lisdodde die in het NOBV zijn onderzocht, passen in het uitstootbeeld zoals dat is samengesteld door Bianchi et al. (2021) (figuur 11). De twee Nederlandse gebieden met lisdodde die in het NOBV zijn onderzocht suggereren een vermindering in uitstoot¹ van 26 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar in 2021 (alleen Zegveld), 26 ton in 2022 en 13 ton in 2023 in vergelijking met NOBV-referentiepercelen (Zegveld, Assendelft, Langeweiden en Vlist; 2022 en 2023 staan voor het gemiddelde van Zegveld en Ankeveen; zie bijlage tabel A3 voor details). Hierbij is gekeken naar alle drie de broeikasgassen, CO₂, CH₄ en N₂O, die allemaal een ander beeld laten zien. De CO₂ uitstoot is duidelijk lager in de (ver)natte gebieden, de methaan uitstoot hoger en de N₂O uitstoot lager in vergelijking met bemestte en gedraineerde veengebieden. Uiteraard hangen de exacte reducties die bereikt kunnen worden af van het weer, zoals al te zien is aan de verschillen in reductie tussen de meetjaren, maar ook van de gekozen referentielocaties. De gemiddelde uitstoot gemeten op de referentielocaties zoals die gebruikt zijn in deze analyse is 15 ton CO₂ per ha per jaar. Dit is iets hoger dan het gemiddelde uit alle NOBV metingen (12-14 ton) of dan de emissieregistratieberekeningen (11 ton). In de referentiesituatie is ook methaanuitstoot uit sloten meegenomen en de gemeten waarde van lachgas bij hoge slootwaterpeilen (waarbij de lachgasuitstoot hoger is). Om meer nauwkeurig emissiereductiehoeveelheden voor specifieke locaties te bepalen is het belangrijk om de locatie referentie-uitstoot vast te stellen. De waardes die hier genoemd worden kunnen niet als kengetallen gebruikt worden en zullen nog veranderen in toekomstige berekeningen.

Wanneer in de aangelegde bekkens van het Zuiderveen alleen naar CO₂ en methaan werd gekeken, verminderde grote lisdodde de uitstoot met 10 t CO₂-eq en kleine lisdodde met 22 ton CO₂-equivalent vergeleken met een ontwaterd referentiegrasland (van den Berg et al. 2024). Een ander onderzoek toonde een gecombineerd uitstootverminderingspotentieel van opkomend riet, lisdodde en zegge van 13 tot 17 ton CO₂-equivalent aan (Günther et al., 2015). Onderzoeken naar veenmos lieten een uitstootverminderingspotentieel zien van meer dan 20 ton CO₂-equivalent inclusief C-uitvoer, oplopend tot 27 ton CO₂-equivalent (Bianchi et al., 2021; Oestmann et al., 2022; Daun et al., 2023). Een uitgebreid onderzoek op 43 locaties toonde een potentieel voor uitstootvermindering voor tenminste 44.7 ton CO₂-equivalent per jaar, vergeleken met regulier gedraineerd grasland, waarbij alleen riet/lisdodde/zegge onderzoeken zijn meegenomen (Drösler et al., 2022).

De koolstofinvoer door irrigatie (pompen) of inundatie wordt vaak niet meegenomen in deze onderzoeken, wat kan leiden tot een onderschatting van het reductiepotentieel. Onze berekeningen voor geoogste natte teelt gebieden vallen binnen het bereik van Bianchi et al. (2021). In de literatuur varieert de koolstofuitvoer afhankelijk van het type plant: zegge gemiddeld 2.6 ton CO₂-C per hectare per jaar (Günther et al., 2015), opkomende grassen en riet 2.7 ton CO₂-C per hectare per jaar

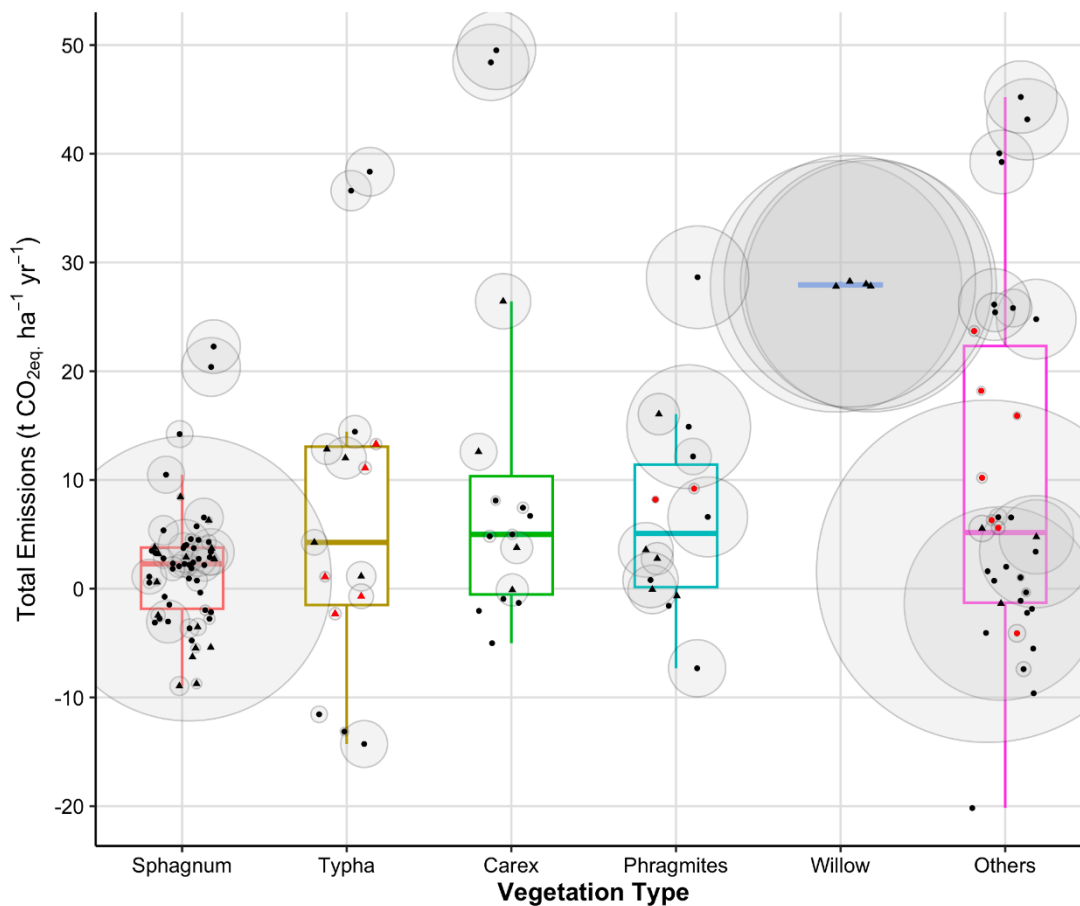
¹ Wanneer alleen wordt gekeken naar de uitstoot van koolstofdioxide en methaan en het krachtige broeikasgas N₂O (stikstof) buiten beschouwing wordt gelaten, bedraagt het verminderingspotentieel respectievelijk 20, 20 en 7 t CO₂-eq ha⁻¹ jr⁻¹ in 2021, 2022 en 2023.

(Huth et al., 2018; Karki et al., 2019; Kandel et al., 2020, 2019b), riet 2.5 ton CO₂-C per hectare per jaar (Günther et al., 2015), overige velden met lisdodde 2.3 ton CO₂-C per hectare per jaar (Leiber-Sauheitl et al., 2014) en natte graslanden 1.2 ton CO₂-C per hectare per jaar (Tiemeyer et al., 2016). De NOBV-gebieden variëren gemiddeld van 1.0 tot 2.4 ton CO₂-C per hectare per jaar voor respectievelijk Zegveld en Ankeveen. Verliezen tijdens de oogsten de beperkte dekking van het geoogste gebied kunnen deze lagere oogst verklaren.

Gebruik	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Totaal	Referentie
Herstel	-3.5	4.1	0.5	1.1	1–12
Herstel; Natuur (vogelweide Horstermeer)	-12.1	11.5	0	-0.6	1
Herstel; Riet/biezen (Horstermeer)	-13.5	5.2	-	-8.3	2
Natte teelt; veenmos	-5.4	2.5	0.003	-2.8*	13–14
Natte teelt; veenmos	-0.7	1.3	-	0.6	22
Natte teelt; opkomende gewassen	10.5	6.5	0.7	18	15–20
Natte teelt; grote lisdodde	-12.6	23.1	-	10.5	23
Natte teelt; kleine lisdodde	-11.4	10	-	-1.4	23
Natte teelt; riet	-8.9	8.4	-	-0.5	21
Alle vernatte gebieden	0.9	4.9	0.5	6.3	1–20
Natte grond; Europa (Fluxnet)	-	-	-	6.1	24
Natte grond; VS/Canada (Fluxnet)	-	-	-	6.0	24
Natte grond; Wereld (Fluxnet)	-	-	-	6.1	24
IPCC EF's (vernatting), noordelijk (boreaal), rijk aan voedingsstoffen	-2	3.7	0	1.7	
IPCC EF's (vernatting), gematigd, rijk aan voedingsstoffen	1.8	5.9	0	7.7	
Ankeveen en Zegveld	-6.1	10.4	~1	~5.3	NOBV

Tabel 5. Gemiddelde fluxen van CO₂ (inclusief oogst, behalve voor de teelt van veenmos), CH₄ en N₂O (t CO₂ eq. ha⁻¹ jaar⁻¹ met een betrouwbaarheidsinterval van 95%) in voormalige landbouwgronden na herstel of overgang naar natte teelt, en hierbij behorende IPCC-emissiefactoren ter vergelijking (IPCC, 2014). Bron: Bianchi et al. 2021, Nederlandse literatuur en NOBV-gegevens.

Referenties: 1) Hendriks et al. 2007, 2) Schrier-Uijl et al. 2014, 3) Renou-Wilson et al. 2016, 4) Wang et al. 2018, 5) Jensen et al. 2017, 6) Kandel et al. 2019a, 7) Poyda et al. 2016, 8) D'Acunha et al. 2019, 9) Herbst et al. 2013, 10) Jacobs et al. 2007, 11) Beetz et al. 2013, 12) Günther et al. 2015, 13) Günther et al. 2017, 14) Beyer en Hooper 2015, 15) Huth et al. 2018, 16) Karki et al. 2019, 17) Kandel et al. 2020, 18) Kandel et al. 2019b, 19) Leiber-Sauheitl et al. 2014, 20) Tiemeyer et al. 2016, 21) van den Berg et al., 2016, 22) van de Riet et al., 2018, 23) van den Berg 2024., 24) Delwiche et al., 2021.



Figuur 11. De netto broeikasgasbalansen ($\text{t CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) die in dit onderzoek (rood) en in de literatuur (zwart) zijn gevonden voor verschillende typen planten en beheer (met stippen die 'Natuur' aangeven en driehoekjes die 'Natte teelt' aangeven), inclusief oogst en DOC-invoer, als die in het bijbehorende onderzoek worden gegeven. De gearceerde cirkels geven de standaardafwijking van de geschatte netto broeikasgasbalans aan. Planten in seminatuurlijke gebieden zijn meestal een mengeling van verschillende soorten; voor dit perceel is echter de plantensoort weergegeven die het meeste voorkomt. Het wilgenre gebied is diep ontwaterd. Over het algemeen waren sommige gebieden die zijn opgenomen in de beoordeling van Bianchi et al. (2021) te droog om te voldoen aan de eisen van het concept voor natte teelt.

3.6 Succesfactoren voor het reduceren van broeikasgasuitstoot bij het (sterk) vernatten van veen

In deze paragraaf wordt ingegaan op succesfactoren voor het vernatten van veen. Hierbij gaat het om een dusdanige vernatting dat natte teelten mogelijk zijn of een omzetting naar natte natuur. Hier zal vooral worden ingegaan op de succesfactoren voor het reduceren van broeikasgasuitstoot bij het vernatten ten behoeve van natte teelt.

Allereerst is het belangrijk om de juiste planten te kiezen voor de teelt bij het vernatten van veengebieden. Uiteraard soorten die goed kunnen groeien in waterrijke omstandigheden. Daarnaast is het belangrijk om de (geochemische) samenstelling van de bodem in kaart te brengen voordat een gebied wordt vernat. Factoren zoals aanwezigheid van voedingsstoffen en de zuurgraad van de bodem zijn belangrijk voor zowel de opbrengst van biomassa als de emissiereductie. Gewoon riet (*Phragmites australis*) en lisdoddesoorten (*Typha* spp.) worden veel gebruikt in de natte teelt, omdat ze zich goed kunnen aanpassen aan waterrijke omstandigheden en, dat geldt zeker voor riet, kunnen zorgen voor veenvorming. Veenmossen zijn waarschijnlijk het beste in het vastleggen van koolstof (figuur 11), maar ze hebben voedselarme bodems nodig. Rijst (*Oryza sativa*) is in andere landen het hoofdgewas in systemen op basis van paddy farming en is bijzonder geschikt voor compleet geïnundeerde veengebieden. Zegge (*Carex*-soorten) is een gewas dat beter bestand is tegen schommelingen in de grondwaterstand dan bijvoorbeeld riet. Planten zoals pitrus, elzen, wilgen en specifieke grassen kunnen gebruikt worden voor biomassa. Biomassa uit natte teelt kan voor verschillende doelen worden gebruikt, zoals voedselproductie (bijv. rijst, eiwitten, veevoer, bessen), vezels voor bouwmaterialen, verpakkingen en textiel.

Een belangrijk vraagstuk bij (het vernatten ten behoeve van) natte teelt is de toename van de uitstoot van methaan. Nauwkeurig beheer van de grondwaterstand is belangrijk instrument voor het minimaliseren van de uitstoot van methaan. Een voorbeeld is dat het de verwachting is dat methaanuitstoot aanzienlijk lager zal zijn als er geen sprake is van zomerinundatie en grote gebieden met open wateren in de zomer. Een nadeel zou dan weer kunnen zijn dat bij drogere omstandigheden in de zomer bodemkoolstof als CO₂ uitgestoten kan worden en in algemene zin dat de opslag van koolstof van bodem beperkter zal zijn (Bianchi et al., 2021; Evans et al., 2021). Dit is steeds een wisselwerking tussen de broeikasgassen methaan en CO₂. Uiteraard hebben veranderingen in de grondwaterstand ook gevolgen voor de productie van biomassa (de teelt).

Een belangrijk element bij natte natuur en natte teelt is de mogelijkheid om CO₂ vast te leggen in de bodem/ondergrond of in het gewas. Significante vastlegging van CO₂ in de bodem treedt (op langere termijn) alleen op bij veenvorming. Dat kan in natuurgebieden waar veen vormende vegetatie zich ontwikkelt, maar sommige van de bovengenoemde natte teelten bestaan uit veenvormende vegetatie (zoals zegge, riet of veenmos). Het is de verwachting bij dergelijke natte teelten de vastlegging van CO₂ in de ondiepe ondergrond groter is als in een bepaalde mate veenvorming optreedt. Het vastgelegde koolstof in het gewas wordt verwijderd van het veld bij de oogst. Daarom wordt dit gezien als een uitvoer van koolstof in de broeikasgasbalans en ook zo meegerekend (zie hierboven). Zodra de oogst wordt verwijderd van het veld valt deze hoeveelheid koolstof buiten de metingen van het NOBV, maar het lot van deze hoeveelheid koolstof kan wel bepalend zijn voor de broeikasgasbalans van de natte teelt. Zo kan de oogst direct gebruikt worden, bijvoorbeeld cranberries die nog hetzelfde jaar worden geconsumeerd of biomassa die wordt gebruikt voor de productie

van elektriciteit. Deze koolstof komt weer vrij uit het gewas, maar dit draagt niet bij aan de hoeveelheid CO₂ in de atmosfeer omdat deze kort-cyclische koolstof in het voorgaande jaar door de planten is opgenomen. Het gewas (of vezels uit het gewas) kan ook worden verwerkt tot producten waarin een deel van de koolstof voor lange termijn (decennia) wordt opgeslagen. Voorbeelden hiervan zijn plaatmaterialen en andere bouweenheden die worden gebruikt in de bouw. Deze opslag biedt mogelijkheden om met natte teelt koolstof voor een periode uit de atmosfeer te krijgen en te houden, wat bijdraagt aan de gehele broeikasgasbalans van natte teelten. Het is belangrijk om deze component in de toekomst mee te nemen in overall berekeningen van impact van natte teelten, maar te beginnen met het registreren van de toepassing van de oogst.

Het beheer van de natte teelt gebieden draagt ook bij aan het vermijden van broeikasgasuitstoot. Het vermijden van bemesting in de natte teelt vermindert de lachgasuitstoot. Het beperken van grondbewerking en het afgraven of afplaggen voorafgaand aan het aanleggen van de natte teelt velden draagt bij aan het behoud van de opslag van koolstof in de bodem en het veen en vermijdt de uitstoot van CO₂. Bij natte teelt is het belangrijk dat er niet meer biomassa wordt verwijderd dan op natuurlijke manier wordt aangevoerd via plantengroei, zodat in principe de koolstofkringloop in balans is. Een uitzondering is als natte teelt wordt ingezet om juist nutriënten te verwijderen uit een gebied om het zo voedselarm te maken op weg naar andere natte teelt of verdere natuurontwikkeling.

De oogstperiode beïnvloedt de resultaten van natte teelt. Vroege zomeroogst levert de grootste eiwitopbrengst op, terwijl oogst uit de late herfst en winter levert meestal halfdroge, verouderde vezelrijke biomassa op, die vaak geliefd is in de bouw- en verpakkingsindustrie. Oogst halverwege en laat in de zomer biedt de meeste mogelijkheden voor het vastleggen van koolstof verderop in de keten. Oogst op dit moment kan bovendien direct de uitstoot van methaan verminderen als het veld enkele weken niet wordt geïnundeerd.

3.7 Concluderende opmerkingen

In dit hoofdstuk is de eerste grootschalige inventarisatie van gegevens over broeikasgasuitstoot in (ver)natte (voedselrijke) veengebieden in Nederland besproken. Natte teelt en natte natuurgebieden kennen een lagere veenaafbraak en bodemdaling en nemen in veel gevallen CO₂ op. De toegenomen methaanuitstoot compenseert echter deels de verminderde uitstoot van CO₂. In de huidige NOBV-gegevens zien we een hogere netto broeikasgasuitstoot dan eerdere Nederlandse studies, mogelijk door hogere temperaturen tussen 2021 en 2023. Deze hogere temperaturen zorgden ook voor snellere plantengroei waardoor meer koolstof werd opgenomen en de uitstoot deels werd gecompenseerd.

De rol van natte teelt in het verminderen van de broeikasgasuitstoot uit veengebieden

Voorlopige metingen in Zegveld en andere (literatuur-)onderzoeken laten zien dat de Nederlandse lisdoddeteelt waarschijnlijk geen bron is van lachgas als er niet wordt bemest. De uitstootvermindering door Nederlandse lisdodde in natte teelt komt overeen met de waarden die we zien in de literatuur. Met bepaalde vormen van natte teelt in veenweidegebieden is het mogelijk om de netto uitstoot van broeikasgassen tot nul te reduceren; bijvoorbeeld als de vastlegging van koolstof in biomassa gelijk aan of groter dan de uitstoot van bijvoorbeeld methaan (tabel 2, 5) is. Belangrijke succesfactoren daarvoor zijn i) een keuze voor een teelt die past bij de omgeving wat betreft nutriëntenbehoefte en waterstanden, ii) een teelt die ook veenvormend is, iii) een teelt die methaanuitstoot reduceren is, iv) een beheer dat gericht is op het reduceren van de methaanuitstoot, en v) een gebruik van de oogst dat gericht is op lange termijn opslag.

Natte teelt kan een bijdrage aan het reduceren van de broeikasgasuitstoot en daarmee aan het behalen van de reductiedoelstelling van 1 miljoen ton CO₂. Des te efficiënter de emissiereductie is met natte teelt (zie succesfactoren hierboven), hoe minder hectaren er nodig zijn om de reductiedoelstelling te behalen. Wel is het belangrijk om op te schalen met de proefvelden. Nu, na 5 jaar NOBV onderzoek, zijn de plekken waar wordt geëxperimenteerd met natte teelten nog maar beperkt aanwezig en klein van schaal (paar ha). Er is duidelijk behoefte aan proeven op een grotere schaal (meer dan 10 hectare) en waar over een langere termijn (meer dan acht jaar) metingen worden uitgevoerd. Niet alleen leert deze schaal inzicht over het beheer van de teelt, maar de metingen die uit grotere proeven worden verkregen zijn ook betrouwbaarder omdat randeffecten kunnen worden beperkt en tegelijkertijd landschapselementen die horen bij de natte teelt (bv. Wateropslag) integraal worden meegenomen in de metingen.

Resultaten uit veengebieden met veel open water

Het onderzochte veenmeer heeft een netto jaarlijkse uitstoot van 21 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar. Verder onderzoek is nodig om deze schattingen te bevestigen, maar meren lijken een belangrijke bron van CO₂ en methaan te zijn. Grasland met grote sloten had een netto broeikasgasbalans van 16 ton CO₂-equivalent per hectare per jaar. Dit staat in contrast met eerdere metingen in de Horstermeer, dat na vernatten een netto opname van CO₂ had. De methaanuitstoot was vergelijkbaar, maar er was minder open water in sloten in het meetgebied. De resultaten van Demmerik, een ander nat graslandgebied, vertoonde hogere uitstoot dan vergelijkbare schattingen voor andere gebieden (zie o.a. Jacobs et al., 2007). De rol van andere mogelijke uitstootbronnen moet worden bevestigd in toekomstig onderzoek in dit gebied. Denk hierbij aan de uitstoot van vee, bijzondere bodemkenmerken ('toemaakdek') en een groot aandeel geïnundeerd land.

Ontbrekende omstandigheden in het meetnetwerk

Er ontbreken in ons onderzoek meetlocaties in (ver)natte gebieden zonder zomerse inundatie en gebieden zonder open water. Planten zoals pitrussen, (droog)riet, els en wilg, natte struiken, grassen en zegge groeien in deze gebieden, en metingen zouden helpen bij het nauwkeuriger schatten van de uitstoot in dergelijke gebieden. Daarnaast zijn er sinds kort metingen in beboste veengebieden, deels met zegge en struiken. In voedselarme (restanten van) hoogveenvegetaties gebieden worden nog niet gemeten. Uitstootgegevens van dit type gebieden zouden helpen om Nederlandse uitstootschattingen te koppelen aan emissiefactoren op basis van Noordwest-Europese veengebieden. Door meer meerjarige broeikasgasbalansen is uiteindelijk een verfijning van de emissiefactor en de validatie van modelsamenstellingen zoals SOMERS, JSBach-Himmeli of PCWetland mogelijk. Een aanvullende meetstrategie zou kunnen zijn dat er wordt gemeten in gebieden waarin al zoveel mogelijk van de bovengenoemde succesfactoren wordt voldaan, om zo de maximale potentie van natte teelten in kaart te brengen. Tenslotte is het belangrijk om langjarig te blijven meten bij natte natuur en natte teeltlocaties om zo ook de invloed van variatie in het weer (klimaatomstandigheden) op de broeikasgasbalans nu en in de toekomst in kaart te brengen.

Dankwoord

Deze studie is onderdeel van het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV), in 2019 gestart door het Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN) ter ondersteuning van het Klimaatakkoord. Doelstellingen zijn het onderzoeken van de effectiviteit van verschillende maatregelen om broeikasgasemissies in veengebieden terug te dringen, en van het beter meten en voorspellen van diezelfde emissies. Ook bodemdaling is onderwerp van onderzoek. Het programma wordt aangestuurd door Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA). Het onderzoek wordt uitgevoerd door Wageningen Universiteit (WU), Wageningen Environmental Research (WENR), Vrije Universiteit Amsterdam (VU), Utrecht Universiteit (UU), Radboud Universiteit (RU) en Deltares.

De hier meegenomen metingen in de Onlanden en Polder Camphuys werden mede mogelijk gemaakt door een investering en assistentie in natura van de Vereniging Natuurmonumenten en subsidie van LVVN onder de klimaatenvelophe 'Bomen, Bos, Natuur'.

Referenties

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 6(19), 7080-7102.
- Abel, S., & Kallweit, T. (2022). Potential paludiculture plants of the Holarctic. Greifswald: proceedings of the Greifswald Mire Centre, 4, 2022.
- Ahmad, S., Li, C., Dai, G., Zhan, M., Wang, J., Pan, S., & Cao, C. (2009). Greenhouse gas emission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in central China. *Soil and Tillage Research*, 106(1), 54-61.
- Arets, E.J.M.M., J.W.H van der Kolk, G.M. Hengeveld, J.P. Lesschen, H. Kramer, P.J. Kuikman & M.J. Schelhaas (2019). Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands. Methodological background, update 2019. Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu), Wageningen. Wot-technical report 146. 113 p; 9 Figures; 38 Tables; 61 Refs. 4 Annexes.
- Arets, E.J.M.M., S.A. van Baren, C.M.J. Hendriks, H. Kramer, J.P. Lesschen & M.J. Schelhaas (2023). Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands. Methodological background, update 2023. WOT-technical report 238.
- Aurela, M., Riutta, T., Laurila, T., Tuovinen, J. P., Vesala, T., Tuittila, E. S., Rinne, J., & Laine, J. (2007). CO₂ exchange of a sedge fen in southern Finland-The impact of a drought period. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(5), 826-837.
- Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., & Tranvik, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global biogeochemical cycles*, 18(4).
- Bastviken, D., Treat, C. C., Pangala, S. R., Gauci, V., Enrich-Prast, A., Karlson, M., Gålfalk, M., Romano, M. B., and Sawakuchi, H. O. (2023) The importance of plants for methane emission at the ecosystem scale, *Aquat. Bot.*, 184, 103596, <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103596>.
- Betz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U., & Höper, H. (2013). Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. *Biogeosciences*, 10(2), 1067-1082.
- Berendt, J., Jurasinski, G., & Wrage-Mönnig, N. (2023). Influence of rewetting on N₂O emissions in three different fen types. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 125(2), 277-293.
- Beyer, C., & Höper, H. (2015). Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences*, 12(7), 2101-2117.
- Bianchi, A., Larmola, T., Kekkonen, H., Saarnio, S., & Lång, K. (2021). Review of greenhouse gas emissions from rewetted agricultural soils. *Wetlands*, 41, 1-7.
- Blodau, C. (2002). Carbon cycling in peatlands A review of processes and controls. *Environmental Reviews*, 10(2), 111-134.
- Bodelier, P. L. (2011). Interactions between nitrogenous fertilizers and methane cycling in wetland and upland soils. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(5), 379–388.
- Bodelier, P. L., & Steenbergh, A. K. (2014). Interactions between methane and the nitrogen cycle in light of climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9–10, 26–36.
- Boonman, C. C., Heuts, T. S., Vroom, R. J., Geurts, J. J., & Fritz, C. (2023). Wetland plant development overrides nitrogen effects on initial methane emissions after peat rewetting. *Aquatic Botany*, 184, 103598.
- Brown, R. H. (1999). Agronomic implications of C₄ photosynthesis. *C₄ plant biology*, 1, 473-507.
- Buzacott, A., Kruijt, B., Bataille, L., Berghuis, H., Biermann, J., van Giersbergen, Q., Fritz, C., Nouta, R., van den Berg, M., van der Velde, Y., & van Huissteden, J. (2024). Methane emissions from Dutch peatlands measured by a national eddy covariance network (No. EGU24-16630). *Copernicus Meetings*.
- Campeau, S., & Rochefort, L. (1996). Sphagnum Regeneration on Bare Peat Surfaces: Field and Greenhouse Experiments. *Journal of Applied Ecology*, 33(3), 599–608.

Chaudhary, N., Westermann, S., Lamba, S., Shurpali, N., Sannel, A. B. K., Schurgers, G., Miller, P. A., & Smith, B. (2020). Modelling past and future peatland carbon dynamics across the pan-Arctic. *Global Change Biology*, 26(7), 4119–4133.

Convention on Wetlands. (2021). Global guidelines for peatland rewetting and restoration. Ramsar Technical Report No. 11. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., & Joosten, H. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67-89.

D'Acunha, B., Morillas, L., Black, T. A., Christen, A., & Johnson, M. S. (2019). Net ecosystem carbon balance of a peat bog undergoing restoration: integrating CO₂ and CH₄ fluxes from eddy covariance and aquatic evasion with DOC drainage fluxes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(4), 884-901.

Daun, C., Huth, V., Gaudig, G., Günther, A., Krebs, M., & Jurasinski, G. (2023). Full-cycle greenhouse gas balance of a Sphagnum paludiculture site on former bog grassland in Germany. *Science of the Total Environment*, 877, 162943.

DelSontro, T., Beaulieu, J. J., & Downing, J. A. (2018). Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 64-75.

Delwiche, K. B., Knox, S. H., Malhotra, A., Fluet-Chouinard, E., McNicol, G., Feron, S., et al., & Jackson, R. B. (2021). FLUXNET-CH₄: A global, multi-ecosystem dataset and analysis of methane seasonality from freshwater wetlands. *Earth System Science Data Discussions*, 2021, 1-111.

Dias, A. T. C., Hoorens, B., Van Logtestijn, R. S. P., Vermaat, J. E., & Aerts, R. (2010). Plant Species Composition Can Be Used as a Proxy to Predict Methane Emissions in Peatland Ecosystems After Land-Use Changes. *Ecosystems*, 13(4), 526–538.

Dotaniya, M. L., Rajendiran, S., Meena, B. P., Meena, A. L., Dotaniya, C. K., Meena, B. L., ... & Saha, J. K. (2016). Elevated carbon dioxide (CO₂) and temperatuvis-à-visvis carbon sequestration potential of global terrestrial ecosystem. *Conservation agriculture: An approach to combat climate change in Indian Himalaya*, 225-256.

Dušek, J., Čížková, H., Czerný, R., Taufarová, K., Šmídová, M., & Janouš, D. (2009). Influence of summer flood on the net ecosystem exchange of CO₂ in a temperate sedge-grass marsh. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(9), 1524-1530.

Emsens, W.-J., Aggenbach, C. j. s., Smolders, A. j. p., Zak, D., & van Diggelen, R. (2017). Restoration of endangered fen communities: The ambiguity of iron–phosphorus binding and phosphorus limitation. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1755–1764.

Emsens, W.-J., van Diggelen, R., Aggenbach, C. J. S., Cajthaml, T., Frouz, J., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Liczner, Y., Seeber, E., Silvennoinen, H., Tanneberger, F., Vicena, J., Wilk, M., & Verbruggen, E. (2020). Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *The ISME Journal*, 14(7), 1701–1712.

Erkens, G. et al., 2020. Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV) jaarrapportage 2019-2020. NOBV-rapport ref 11204108, 171 pp.

Evans, C. D., Peacock, M., Baird, A. J., Artz, R. R. E., Burden, A., Callaghan, N., Chapman, P. J., Cooper, H. M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Dixon, S., Gauci, V., Grayson, R. P., Helfter, C., Heppell, C. M., Holden, J., Jones, D. L., Kaduk, J., ... Morrison, R. (2021). Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593(7860), Article 7860.

Franz, D., Koebsch, F., Larmanou, E., Augustin, J., & Sachs, T. (2016). High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen. *Biogeosciences*, 13(10), 3051-3070.

Gauci, V., Dise, N., & Fowler, D. (2002). Controls on suppression of methane flux from a peat bog subjected to simulated acid rain sulfate deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(1), 4-14–12.

Granath, G., Strengbom, J., & Rydin, H. (2012). Direct physiological effects of nitrogen on Sphagnum: a greenhouse experiment. *Functional Ecology*, 26(2), 353-364.

Gunnarsson, U., & Rydin, H. (2000). Nitrogen fertilization reduces Sphagnum production in bog communities. *The New Phytologist*, 147(3), 527-537.

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F., & Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11(1), Article 1.

- Günther, A., Jurasinski, G., Albrecht, K., Gaudig, G., Krebs, M., & Glatzel, S. (2017). Greenhouse gas balance of an establishing *Sphagnum* culture on a former bog grassland in Germany. *Mires & Peat*, 20.
- Hahn-Schöfl, M., Zak, D., Minke, M., Gelbrecht, J., Augustin, J., & Freibauer, A. (2011). Organic sediment formed during inundation of a degraded fen grassland emits large fluxes of CH₄ and CO₂. *Biogeosciences*, 8(6), 1539-1550.
- Haldan, K., Köhn, N., Hornig, A., Wichmann, S., & Kreyling, J. (2022). *Typha* for paludiculture—Suitable water table and nutrient conditions for potential biomass utilization explored in mesocosm gradient experiments. *Ecology and Evolution*, 12(8), e9191.
- Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND), Michael Succow Stiftung, & UN Global Peatlands Initiative. (2023). *Peatland Atlas: Facts and Figures About Wet Climate Guardians*. Berlin, Germany: Heinrich-Böll-Stiftung.
- Hendriks, D. M. D., van Huissteden, J., & Dolman, A. J. (2010). Multi-technique assessment of spatial and temporal variability of methane fluxes in a peat meadow. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(6), 757–774.
- Hendriks, D. M. D., van Huissteden, J., Dolman, A. J., & van der Molen, M. K. (2007). The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4(3), 411–424.
- Herbst, M., Friborg, T., Schelde, K., Jensen, R., Ringgaard, R., Vasquez, V., et al., & Soegaard, H. (2013). Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland. *Biogeosciences*, 10(1), 39-52.
- Hijbeek, R., van Ittersum, M. K., ten Berge, H. F., Gort, G., Spiegel, H., & Whitmore, A. P. (2017). Do organic inputs matter—a meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe. *Plant and Soil*, 411, 293-303.
- Hussain, S., Peng, S., Fahad, S., Khaliq, A., Huang, J., Cui, K., & Nie, L. (2015). Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 3342-3360.
- Huth, V., Hoffmann, M., Bereswill, S., Popova, Y., Zak, D., & Augustin, J. (2018). The climate warming effect of a fen peat meadow with fluctuating water table is reduced by young alder trees. *Mires & Peat*, 21.
- IPCC. (2014). 2013 Supplement to the 2006 Inter-Governmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. (T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, & T. G. Troxler, Eds.). IPCC.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Vol. In Press*. Cambridge University Press.
- Jacobs, C. M. J., Jacobs, A. F. G., Bosveld, F. C., Hendriks, D. M. D., Hensen, A., Kroon, P. S., et al., & Veenendaal, E. M. (2007). Variability of annual CO₂ exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences*, 4(5), 803-816.
- Janzen, H. H. (2004). Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(3), 399-417.
- Jensen, A. B., Eller, F., & Sorrell, B. K. (2024). Comparative flooding tolerance of *Typha latifolia* and *Phalaris arundinacea* in wetland restoration: Insights from photosynthetic CO₂ response curves, photobiology and biomass allocation. *Heliyon*, 10(1).
- Jensen, R., Herbst, M., & Friborg, T. (2017). Direct and indirect controls of the interannual variability in atmospheric CO₂ exchange of three contrasting ecosystems in Denmark. *Agricultural and Forest Meteorology*, 233, 12-31.
- Joosten, H., Duene, e.V., (2021) *Global guidelines for peatland rewetting and restoration*. Ramsar Technical Report No. 11. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.
- Jurasinski, G., Ahmad, S., Anadon-Rosell, A., Berendt, J., Beyer, F., Bill, R., et al., & Wrage-Mönnig, N. (2020). From understanding to sustainable use of peatlands: The WETSCAPES approach. *Soil Systems*, 4(1), 14.
- Kandel, T. P., Karki, S., Elsgaard, L., & Lærke, P. E. (2019b). Fertilizer-induced fluxes dominate annual N₂O emissions from a nitrogen-rich temperate fen rewetted for paludiculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 115, 57-67.
- Kandel, T. P., Karki, S., Elsgaard, L., Labouriau, R., & Lærke, P. E. (2020). Methane fluxes from a rewetted agricultural fen during two initial years of paludiculture. *Science of the total environment*, 713, 136670.
- Kandel, T. P., Lærke, P. E., Hoffmann, C. C., & Elsgaard, L. (2019a). Complete annual CO₂, CH₄, and N₂O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering*, 127, 527-535.

- Karki, S., Elsgaard, L., & Lærke, P. E. (2015). Effect of reed canary grass cultivation on greenhouse gas emission from peat soil at controlled rewetting. *Biogeosciences*, 12(2), 595-606.
- Karki, S., Kandel, T. P., Elsgaard, L., Labouriau, R., & Lærke, P. E. (2019). Annual CO₂ fluxes from a cultivated fen with perennial grasses during two initial years of rewetting. *Mires and Peat*, 25, 1-22.
- Kim, S. Y., Veraart, A. J., Meima-Franke, M., & Bodelier, P. L. E. (2015). Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH₄ production and denitrification in wetland sediments. *Geoderma*, 259-260, 354-361.
- King, J. Y., & Reeburgh, W. S. (2002). A pulse-labeling experiment to determine the contribution of recent plant photosynthates to net methane emission in arctic wet sedge tundra. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 173-180.
- Kip, N., van Winden, J. F., Pan, Y., Bodrossy, L., Reichart, G.-J., Smolders, A. J. P., Jetten, M. S. M., Damsté, J. S. S., & Op den Camp, H. J. M. (2010). Global prevalence of methane oxidation by symbiotic bacteria in peat-moss ecosystems. *Nature Geoscience*, 3(9), Article 9.
- Kivimäki, S. K., Yli-petäys, M., & Tuittila, E. S. (2008). Carbon sink function of sedge and Sphagnum patches in a restored cut-away peatland: increased functional diversity leads to higher production. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 921-929.
- Krebs, M., Gaudig, G., & Joosten, H. (2016). Record growth of *Sphagnum papillosum* in Georgia (Transcaucasus): rain frequency, temperature and microhabitat as key drivers in natural bogs. *Mires & Peat*, 18.
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W.-J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., ... Jurasinski, G. (2021). Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12(1), 5693.
- Küttim, M., Küttim, L., Ilomets, M., & Laine, A. M. (2020). Controls of *Sphagnum* growth and the role of winter. *Ecological Research*, 35(1), 219-234.
- Lamers, L. P. M., Vile, M. A., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M. G., Richardson, C. J., Rochefort, L., Kooijman, A. M., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: From trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90(1), 182-203.
- Lång, K., Honkanen, H., Heikkinen, J., Saarnio, S., Larmola, T., & Kekkonen, H. (2024). Carbon balance and emissions of methane and nitrous oxide during four years of moderate rewetting of a cultivated peat soil site. *EGU sphere*, 2024, 1-19.
- Lara, M. J., Lin, D. H., Andresen, C., Loughheed, V. L., & Tweedie, C. E. (2019). Nutrient Release From Permafrost Thaw Enhances CH₄ Emissions From Arctic Tundra Wetlands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(6), 1560-1573.
- Larmola, T., Tuittila, E. S., Tirola, M., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Yrjälä, K., et al., & Fritze, H. (2010). The role of *Sphagnum* mosses in the methane cycling of a boreal mire. *Ecology*, 91(8), 2356-2365.
- Leiber-Sauheitl, K., Fuß, R., Voigt, C., & Freibauer, A. (2014). High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences*, 11(3), 749-761.
- Leifeld, J., Wüst-Galley, C., & Page, S. (2019). Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. *Nature Climate Change*, 9(12), Article 12.
- Lenssen, J. P., Menting, F. B., van der Putten, W. H., & Blom, C. W. (1999). Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany*, 64(2), 151-165.
- Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., et al., & Strömberg, M. (2014). Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences*, 11(23), 6595-6612.
- Levy, P. E., Burden, A., Cooper, M. D. A., Dinsmore, K. J., Drewer, J., Evans, C., Fowler, D., Gaiawyn, J., Gray, A., Jones, S. K., Jones, T., McNamara, N. P., Mills, R., Ostle, N., Sheppard, L. J., Skiba, U., Sowerby, A., Ward, S. E., & Zieliński, P. (2012). Methane emissions from soils: Synthesis and analysis of a large UK data set. *Global Change Biology*, 18(5), 1657-1669.
- Li, C., Frolking, S., Xiao, X., Moore III, B., Boles, S., Qiu, J., et al., & Sass, R. (2005). Modeling impacts of farming management alternatives on CO₂, CH₄, and N₂O emissions: A case study for water management of rice agriculture of China. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(3).

- Limpens, J. & Berendse, Frank & C, Blodau & Canadell, J. & Freeman, Christopher & Holden, Joseph & Roulet, Nigel & Rydin, Håkan & Schaepman-Strub, Gabriela. (2008). Peatlands and the carbon cycle: From local processes to global implications? A synthesis. *Biogeosciences*, 5, 1475-1491. 10.5194/bg-5-1475-200
- Liu, H., Wrage-Mönnig, N., & Lennartz, B. (2020). Rewetting strategies to reduce nitrous oxide emissions from European peatlands. *Communications Earth & Environment*, 1(1), 17.
- Liu, W., Fritz, C., Weideveld, S. T., Aben, R. C., Van Den Berg, M., & Velthuis, M. (2022). Annual CO₂ budget estimation from chamber-based flux measurements on intensively drained peat meadows: Effect of gap-filling strategies. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 803746.
- Ma, X. Y., Xu, H., Cao, Z. Y., Shu, L., & Zhu, R. L. (2022). Will climate change cause the global peatland to expand or contract? Evidence from the habitat shift pattern of *Sphagnum* mosses. *Global Change Biology*, 28(21), 6419-6432.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Crill, P., & Silvola, J. (1993). Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 366(6450), 51-53.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., et al., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape ecology*, 28, 583-597.
- Mitsch, William & Gosselink, James. (2015). *Wetlands*, John Wiley & Sons, 5th edition.
- Morris, J., Ye, R., Silva, L. C., & Horwath, W. R. (2017). Nitrogen fertilization had no effect on CH₄ and N₂O emissions in rice planted in rewetted peatlands. *Soil Science Society of America Journal*, 81(1), 224-232.
- Mrotzek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönnig, N., & Couwenberg, J. (2020). Mass Balances of a Drained and a Rewetted Peatland: On Former Losses and Recent Gains. *Soil Systems*, 4(1), Article 1.
- Nguyen, L. X., Lambertini, C., Sorrell, B. K., Eller, F., Achenbach, L., & Brix, H. (2013). Photosynthesis of co-existing *Phragmites* haplotypes in their non-native range: are characteristics determined by adaptations derived from their native origin?. *AoB Plants*, 5, plt016.
- Nykanen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J., & Martikainen, P. J. (1995). Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*, 351-357.
- Oestmann, J., Tiemeyer, B., Düvel, D., Grobe, A., & Dettmann, U. (2022). Greenhouse gas balance of *Sphagnum* farming on highly decomposed peat at former peat extraction sites. *Ecosystems*, 25(2), 350-371.
- Olefelt, D., Turetsky, M. R., Crill, P. M., & McGuire, A. D. (2013). Environmental and physical controls on northern terrestrial methane emissions across permafrost zones. *Global Change Biology*, 19(2), 589–603.
- Page, S. E., & Baird, A. J. (2016). Peatlands and Global Change: Response and Resilience. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(Volume 41, 2016), 35–57.
- Pärn, J., Verhoeven, J. T., Butterbach-Bahl, K., Dise, N. B., Ullah, S., Aasa, A., et al., & Mander, Ü. (2018). Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature communications*, 9(1), 1-8.
- Peacock, M., Audet, J., Bastviken, D., Futter, M. N., Gauci, V., Grinham, A., Harrison, J. A., Kent, M. S., Kosten, S., Lovelock, C. E., Veraart, A. J., & Evans, C. D. (2021). Global importance of methane emissions from drainage ditches and canals. *Environmental Research Letters*, 16(4), 044010.
- Perakis, S. S., & Pett-Ridge, J. C. (2019). Nitrogen-fixing red alder trees tap rock-derived nutrients. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(11), 5009-5014.
- Pester, M., Knorr, K.-H., Friedrich, M., Wagner, M., & Loy, A. (2012). Sulfate-reducing microorganisms in wetlands – fameless actors in carbon cycling and climate change. *Frontiers in Microbiology*, 3.
- Pijlman, J., Geurts, J., Vroom, R., Bestman, M., Fritz, C., & van Eekeren, N. (2019). The effects of harvest date and frequency on the yield, nutritional value and mineral content of the paludiculture crop cattail (*Typha latifolia* L.) in the first year after planting. *Mires and Peat*, 25(25), 1-19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.325>
- Pouliot, R., Hugron, S., Rochefort, L., Godbout, S., Palacios, J. H., Groeneveld, E., & Jarry, I. (2015). Manure derived biochar can successfully replace phosphate rock amendment in peatland restoration. *Journal of Environmental Management*, 157, 118–126.
- Poyda, A., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., & Taube, F. (2016). Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. *Biogeosciences*, 13(18), 5221-5244.

- Quadra, G. R., Boonman, C. C., Vroom, R. J., Temmink, R. J., Smolders, A. J., Geurts, J. J., et al., & Fritz, C. (2023). Removing 10 cm of degraded peat mitigates unwanted effects of peatland rewetting: a mesocosm study. *Biogeochemistry*, 163(1), 65-84.
- Renou-Wilson, F., Müller, C., Moser, G., & Wilson, D. (2016). To graze or not to graze? Four years greenhouse gas balances and vegetation composition from a drained and a rewetted organic soil under grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 156-170.
- Robertson, G. P., Paul, E. A., & Harwood, R. R. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289(5486), 1922-1925.
- Roth, S., Seeger, T., Poschlod, P., Pfadenhauer, J., & Succow, M. (1999). Establishment of helophytes in the course of fen restoration. *Applied Vegetation Science*, 2(1), 131-136.
- Ruysenaars, P. G., Coenen, P. W. H. G., Rienstra, J. D., Zijlema, P. J., Arets, E. J. M. M., Baas, K., Dröge, R., Geilenkirchen, G., 't Hoen, M., Honig, E., van Huet, B., van Huis, E. P., Koch, W. W. R., te Molder, R. M., Montfoort, J. A., van der Zee, T., & van Zanten, M. C. (2021). Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2019 (2021-007; p. 433). National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Schrier-Uijl, A. P., Kroon, P. S., Hendriks, D. M. D., Hensen, A., Van Huissteden, J., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2014). Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink—a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences*, 11(16), 4559-4576.
- Schrier-Uijl, A. P., Veraart, A. J., Leffelaar, P. A., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2011). Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry*, 102, 265-279.
- Smith, P. (2004). Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European journal of agronomy*, 20(3), 229-236.
- Tanneberger, F., Birr, F., Couwenberg, J., Kaiser, M., Luthardt, V., Neger, M., et al., & Närmann, F. (2022). Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change*, 22(2), 69.
- Temmink, R. J., Robroek, B. J., van Dijk, G., Koks, A. H., Käärmelahti, S. A., Barthelmes, A., et al., & Smolders, A. J. (2023a). Wetscapes: Restoring and maintaining peatland landscapes for sustainable futures. *Ambio*, 52(9), 1519-1528.
- Temmink, R. J., Vroom, R. J., van Dijk, G., Käärmelahti, S. A., Koks, A. H., Joosten, H., et al., & Fritz, C. (2023b). Restoring organic matter, carbon and nutrient accumulation in degraded peatlands: 10 years Sphagnum paludiculture. *Biogeochemistry*, 1-15.
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., et al., & Zeitz, J. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global change biology*, 22(12), 4134-4149.
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., ... Drösler, M. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838.
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., et al., & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and oceanography*, 54(6part2), 2298-2314.
- Turetsky, M. R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N. B., Crill, P., Hornibrook, E. R. C., Minkinen, K., Moore, T. R., Myers-Smith, I. H., Nykänen, H., Olefeldt, D., Rinne, J., Saarnio, S., Shurpali, N., Tuittila, E.-S., Waddington, J. M., White, J. R., Wickland, K. P., & Wilkening, M. (2014). A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Global Change Biology*, 20(7), 2183-2197.
- UNEP. (2022). Global Peatlands Assessment – The State of the World's Peatlands: Evidence for action toward the conservation, restoration, and sustainable management of peatlands. Main Report. Global Peatlands Initiative. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- van de Riet, B. P., Berg, M., Vroom, R. J. E., Weideveld, S. T. J., Huissteden, K. V., Westendorp, P. J., & Smolders, A. J. P. (2022). Natte teelten en veeteelt bij een verhoogd (grond) waterpeil in de veenweiden: de effecten van vernattingsmaatregelen op biogeochemie & broeikasgasemissies.
- van de Riet, B., van den Elzen, E., Hogeweg, N., Smolders, F. and Lamers, L. (2018) Herstel van een veenvormende veenmosvegetatie op voormalige landbouwgrond in veenweidegebieden, B-WARE, Nijmegen, Netherlands.

van den Berg, M., Gremmen, T., Vroom, R. J., van Huissteden, J., Boonman, J., van Huissteden, C. J., et al., & van de Riet, B. P. (2023). A case study on topsoil removal and rewetting for paludiculture: effect on biogeochemistry and greenhouse gas emissions from *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* and *Azolla filiculoides*. *EGUsphere*, 2023, 1-30.

van den Berg, M., Gremmen, T., Vroom, R.J.E., van Huissteden, J., Boonman, J., van Huissteden, C.J.A., van der Velde, Y., Smolders, A.J.P., van der Riet, B.P.A (2024) case study on topsoil removal and rewetting for paludiculture: effect on biogeochemistry and greenhouse gas emissions from *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* and *Azolla filiculoides*. *Biogeosciences*.

van den Berg, M., Ingwersen, J., Lamers, M., & Streck, T. (2016). The role of Phragmites in the CH₄ and CO₂ fluxes in a minerotrophic peatland in southwest Germany. *Biogeosciences*, 13(21), 6107–6119.

van Huissteden, J. (2020). Permafrost Carbon Quantities and Fluxes. In J. van Huissteden (Ed.), *Thawing Permafrost: Permafrost Carbon in a Warming Arctic* (pp. 179–274). Springer International Publishing.

van Huissteden, J., Maximov, T. C., & Dolman, A. J. (2005). High methane flux from an arctic floodplain (Indigirka lowlands, eastern Siberia). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 110(G2).

Veenendaal, E. M., Kolle, O., Leffelaar, P. A., Schrier-Uijl, A. P., Van Huissteden, J., Van Walsem, J., Möller, F., and Berendse, F.: CO₂ exchange and carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils, *Biogeosciences*, 4, 1027–1040.

Venterink, H. O., Pieterse, N. M., Belgers, J. D. M., Wassen, M. J., & De Ruiter, P. C. (2002). N, P, and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. *Ecological Applications*, 12(4), 1010-1026.

Vermeer, J. G., & Berendse, F. (1983). The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetation*, 53, 121-126.

Villa, J. A., & Bernal, B. (2018). Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 115-128.

Vroom, R. J. E., van den Berg, M., Pangala, S. R., van der Scheer, O. E., and Sorrell, B. K. (2022) Physiological processes affecting methane transport by wetland vegetation – A review, *Aquat. Bot.*, 182, 103547.

Vroom, R. J. E., Xie, F., Geurts, J. J. M., Chojnowska, A., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M., and Fritz, C. (2018) *Typha latifolia* paludiculture effectively improves water quality and reduces greenhouse gas emissions in rewetted peatlands, *Ecol. Eng.*, 124, 88–98.

Waldo, N. B., Hunt, B. K., Fadely, E. C., Moran, J. J., & Neumann, R. B. (2019). Plant root exudates increase methane emissions through direct and indirect pathways. *Biogeochemistry*, 145(1), 213–234.

Walter, B. P., & Heimann, M. (2000). A process-based, climate-sensitive model to derive methane emissions from natural wetlands: Application to five wetland sites, sensitivity to model parameters, and climate. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(3), 745–765.

Wang, M., Wu, J., Lafleur, P. M., Luan, J., Chen, H., & Zhu, X. (2018). Can abandoned peatland pasture sequester more carbon dioxide from the atmosphere than an adjacent pristine bog in Newfoundland, Canada?. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 91-108.

Wen, X., Unger, V., Jurasinski, G., Koebsch, F., Horn, F., Rehder, G., Sachs, T., Zak, D., Lischeid, G., Knorr, K.-H., Böttcher, M. E., Winkel, M., Bodelier, P. L. E., & Liebner, S. (2018). Predominance of methanogens over methanotrophs in rewetted fens characterized by high methane emissions. *Biogeosciences*, 15(21), 6519–6536.

Whiting, G. J., & Chanton, J. P. (2001). Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B*, 53(5), 521-528.

Wichmann, S., Krebs, M., Kumar, S., & Gaudig, G. (2020). Paludiculture on former bog grassland: profitability of Sphagnum farming in North West Germany.

Wrage-Mönnig, N., Horn, M. A., Well, R., Müller, C., Velthof, G., & Oenema, O. (2018). The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. *Soil Biology and Biochemistry*, 123, A3-A16.

Wuebbles, D. J. and Hayhoe, K. (2002) Atmospheric methane and global change, *Earth-Science Reviews*, 57, 177–210.

Wüst-Galley, C., Heller, S., Ammann, C., Paul, S., Doetterl, S., & Leifeld, J. (2023). Methane and nitrous oxide emissions from rice grown on organic soils in the temperate zone. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 356, 108641.

Yang, W. H., McNicol, G., Teh, Y. A., Estera-Molina, K., Wood, T. E., & Silver, W. L. (2017). Evaluating the Classical Versus an Emerging Conceptual Model of Peatland Methane Dynamics. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(9), 1435–1453.

Yao, Z., Guo, H., Wang, Y., Zhan, Y., Zhang, T., Wang, R., et al., & Butterbach-Bahl, K. (2024). A global meta-analysis of yield-scaled N₂O emissions and its mitigation efforts for maize, wheat, and rice. *Global Change Biology*, 30(2), e17177.

Ye, R., Espe, M. B., Linquist, B., Parikh, S. J., Doane, T. A., & Horwath, W. R. (2016). A soil carbon proxy to predict CH₄ and N₂O emissions from rewetted agricultural peatlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 64-75.

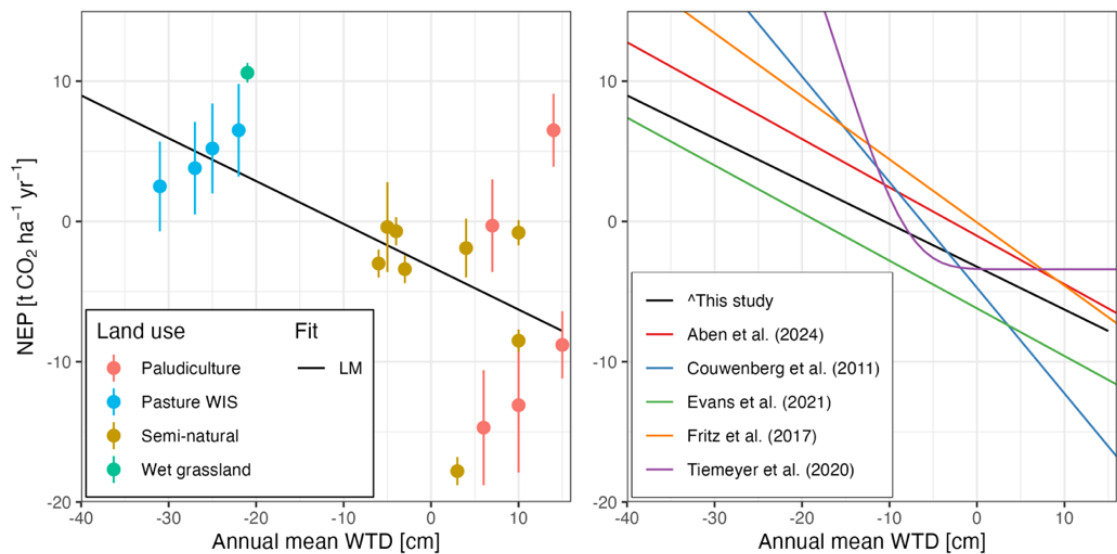
Zak, D., & Gelbrecht, J. (2007). The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85(2), 141–151.

Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A., & Steffenhagen, P. (2014). How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – Implications for fen restoration. *Ecological Engineering*, 66, 82–90.

Zheng, J., RoyChowdhury, T., Yang, Z., Gu, B., Wulschleger, S. D., & Graham, D. E. (2018). Impacts of temperature and soil characteristics on methane production and oxidation in Arctic tundra. *Biogeosciences*, 15(21), 6621–6635.

Zhou, L., Zhou, G., & Jia, Q. (2009). Annual cycle of CO₂ exchange over a reed (*Phragmites australis*) wetland in Northeast China. *Aquatic Botany*, 91(2), 91-98.

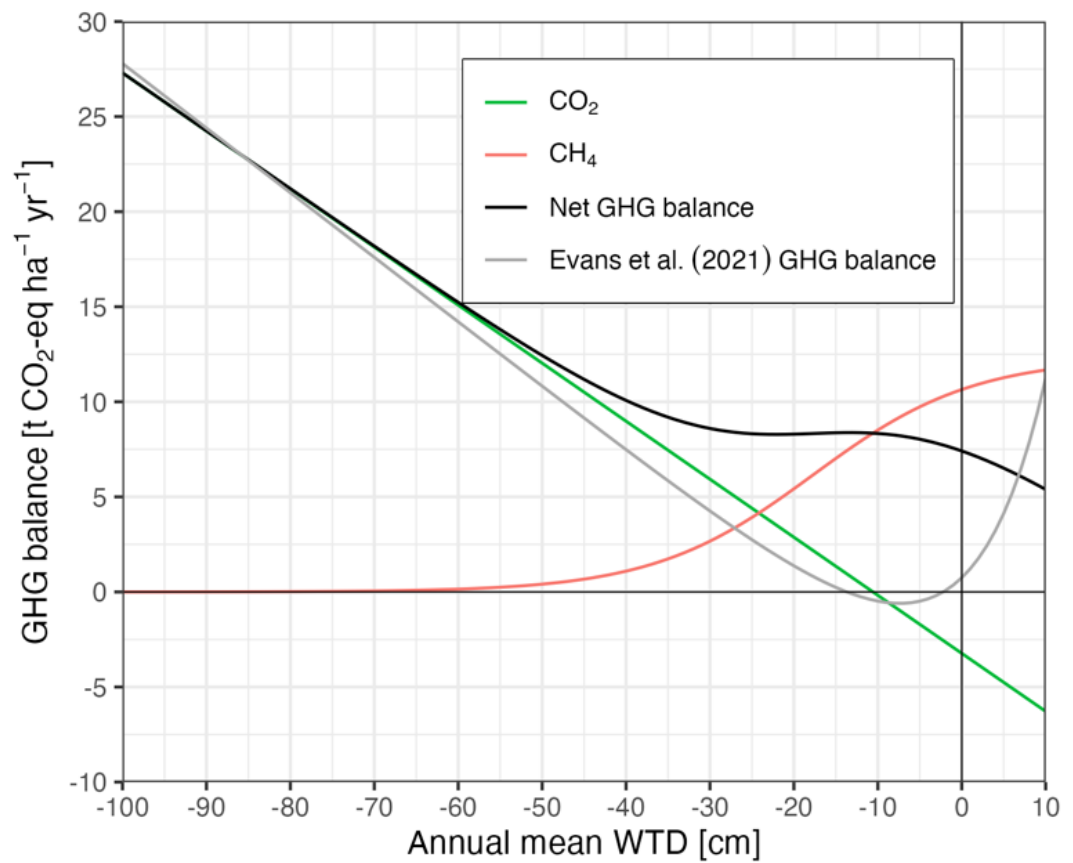
Bijlage



Figuur A1. Relatie tussen de jaarlijkse gemiddelde grondwaterstand (WTD) en de jaarlijkse netto-ecosysteemproductiviteit (NEP). Let op: deze relatie is voorlopig totdat er meer zekerheid is over koolstofimport en -export tussen de studiegebieden. Vergelijkingen van onze relatie met andere Europese studies worden aan de rechterzijde weergegeven.

Site	Year	Method	NEP (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹)	CH ₄ (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Total GHG (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Reference
Narrow-leaf cattails in Ankeveen Paludiculture	2022	RF	-11.0	7.3	0.4	Fritz & Giersbergen
	2022	MDS	-10.9	6.7	-0.1	Kruijt 2023, Buzacott
	2023	MDS	-10.0	7.0	1.5	NOBV unpublished
	2023	MDS+RF	1.0	7.0	12.5	NOBV unpublished
Broadleaf cattails in Paddy Farming Zegveld	2021	MDS	-9.0	11.0	1.5	Buzacott et al. 2024 AgroMet
	2021	Bays	-18.5	13.5	-3.9	Buzacott et al. 2024 AgroMet
	2022	MDS	-6.8	12.5	3.9	Buzacott et al. 2024 AgroMet
	2022	Bays	-17.8	15.8	-3.7	Buzacott et al. 2024 AgroMet

Tabel A1: Variatie van de jaarlijkse totalen met betrekking tot het opvullen van gaten in gegevens voor de twee natte teelt gebieden zien



Figuur A2. Netto broeikasgasbalans (GHG) afgeleid uit regressies op basis van NOBV eddy-covariancegegevens. Let op: deze relatie is voorlopig, aangezien zij afhankelijk is van de netto-ecosysteemproductiviteit