# Broeikasgasuitstoot van Friese veenbodems

Kunnen onderwaterdrainage en infiltratie aan een duurzame emissiereductie bijdragen?

Geschreven door: Christian Fritz, Stefan Weideveld, Mandy Velthuis & Merit van den Berg

Met wetenschappelijke bijdragen van: Weier Liu, Jeroen Geurts, Sarian Kosten, Fons Smolders, Leon Lamers, Florian Wichern, Ralf Aben

Technische rapportage: Project 'Monitoring veenoxidatiesnelheden en broeikasgasemissies PF-2016/165140'





Disclaimer

Rapport: Aan dit rapport kunnen geen rechten worden ontleend. De auteurs zijn niet verantwoordelijk voor eventuele fouten of consequenties. Aanvullingen of verbeteringen zijn welkom. Voor de kwaliteitswaarborging van dit rapport is gebruik gemaakt van de peer-review systematiek van nationale en internationale experts.

Nijmegen, 8 May 2021

## Inhoudsopgave

Samenvatting	3
1. Introductie	4
1.1 Aanleiding	4
1.2 Afbraak processen in veen	4
1.3 Onderwaterdrainage als mitigatie maatregel	5
1.4 Onderzoeksvragen	5
2 Meetmethodes	6
2.1 Meetlocaties	6
2.2 Gasfluxen	8
2.2.1 CO <sub>2</sub> fluxen	9
2.2.2 CH <sub>4</sub> en N <sub>2</sub> O	10
2.3 Maaivelddaling en OSC analyse	10
2.4 Gewasopbrengst	10
2.5 Bemesting	10
2.6 Muizen en bevloeien	11
2.6 Vochtgehalten en organische stofgehalten in de bodem	12
2.7 Statistiek	13
3. Resultaten	14
3.1 Hydrologie	14
3.1.1 Meteorologische omstandigheden	14
3.1.2 Het effect van onderwaterdrainage op infiltratie en drainage	14
3.2 Broeikasgasemissies	17
3.2.1 Koolstofdioxide (CO <sub>2</sub> ) - R <sub>eco</sub>	17
3.2.2 De relatie tussen Reco en grondwaterstanden	23
3.2.3 GPP – indicator voor CO <sub>2</sub> opname	24
3.2.2 Methaan (CH <sub>4</sub> ) en lachgas (N <sub>2</sub> O)	24
3.3 Maaiveldfluctuatie	26
3.5.3 Slootpeilen	29
3.5.4 Bodemvocht	
3.6 Effect van onderwaterdrainage en drukdrainage op temperatuur	
3.7 Gewasopbrengst	
3.9 Onzekerheden jaarbudgetten	
4. Validatie CO <sub>2</sub> reductie door OWD in een breder perspectief	
4.1 Weinig effect van OWD op CO <sub>2</sub> emissie (jaarbudgetten)	
4.2 Klein effect van OWD op bodemdaling en onzekerheden aandeel koolstofverlieze	en
(bodemdaling)	
4.3 CO <sub>2</sub> emissiereductie potentieel van onderwaterdrainage op basis van indicatoren e modelberekeningen	en 41

5 Discussie – De effecten van onderwaterdrainage op broeikasgasemissies en omgevingsvariabelen i	n veen
5.1 Algemeen meetjaren 2017-2019 – kort overzicht weer, waterstanden, bodemdaling en fluxen	
5.2 Meerwaarde van directe vergelijking ter bepaling van OWD-effect	48
5.3 Jaarbudgetten en emissiefactoren voor gedraineerde veenweiden	48
5.3.1. Hoogte CO <sub>2</sub> jaarbudget	48
5.3.2. Hoogte CH <sub>4</sub> - en N <sub>2</sub> O-emissies CO <sub>2</sub> jaarbudget	49
5.3.3. Emissiefactoren voor gedraineerd veen onder landbouwkundig gebruik in Friesland	50
5.4 Waarom geen OWD-effect	51
5.5 Broeikasgasemissie in een breder perspectief	51
5.5.1. GLG – een betrouwbare indicator voor CO <sub>2</sub> emissies uit veen?	51
5.5.2. Hoge CO <sub>2</sub> uitstoot in klei-op-veen (minerale deklaag)	52
5.5.3. Verschil tussen chemische en mechanische bodemdaling in Friesland	52
5.5.4. Proxies op basis van gemiddelde grondwaterstanden voorspellen OWD-effect	54
5.5.5 Emissiefactoren en carbon credits	54
5.6 Uitdaging substantiële emissiereductie door hoge grondwaterstanden en aanpassingen in de bedrijfsvoering	55
5.7 Aanbeveling toekomstig onderzoek op veen in Friesland	57
5.8 Aanbeveling voor watermanagement van de toekomst	58
Dankwoord	60
Literatuur	61
Appendix I: Informatie meetlocaties update for 2019	65
Appendix II: Flux berekeningen gap filling	67
Appendix III: uncertainty analyse koolstofbalans	69
Appendix IV: meerwerk sensitiviteitsanalyse CO <sub>2</sub> budgetten	71
Appendix V: Invloed van lang gras op Reco interpolatie	95
Appendix VI Bodem eigenschappen	97
Appendix VII Gewasopbrengst 2017-2018	102
Appendix VIII Bodemdaling in de tijd	104
Appendix IX. Kort-cyclische koolstof voorraad en consequenties voor jaarbudgetten	105
Appendix X: Vergelijking van CO2 uitstoot en waterstanden op intensief gebruikte graslanden	106
Appendix XI: Emissie reductie bij hogere grondwaterstanden	107

# Samenvatting

- 1. Onderwaterdrainage (OWD) verhoogt de grondwaterstand in de zomermaanden, tot 40 cm onder maaiveld, en verlaagt de grondwaterstand in de wintermaanden. Het aantal dagen dat de top 20 cm gedraineerd is neemt toe.
- 2. Van 2017 t/m 2019 lieten alle percelen (kleidek én puur veen) hoge CO<sub>2</sub> emissies zien ongeacht de aanleg van OWD. Er is geen CO<sub>2</sub> reductie gevonden ondanks het gewenste grondwaterstand effect.
- 3. Het effect van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissie werd door drie methoden getoetst: de directe vergelijking per meetdag met manuele kamer, geïnterpoleerde data op jaarbasis en simulaties op basis van de gemeten effecten van OWD op de hydrologie (e.g. grondwaterstand, slotpeil). Geen van de methodes liet een structureel OWD effect op emissies zien.
- 4. De emissie factor voor de Friese veenweide komt uit op 26 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar en 29 ton CO<sub>2</sub>-e per hectare per jaar op moment dat methaan en lachgas bij geteld worden. Afhankelijk van de interpolatie methode loopt de gemiddelde CO<sub>2</sub> emissie op tot 43 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar.
- 5. Methoden om jaarbudgetten te schatten op basis van handmatige kamermetingen moeten nog verbeterd worden om overschatting van CO<sub>2</sub> jaarbudgetten te voorkomen. Met continue meetsystemen, zoals automatische kamers en eddy covariance, is minder interpolatie nodig.
- 6. Klei dikte of OWD hadden weinig invloed op emissies. Een aparte emissie factor is overbodig.
- In de gemeten periode (3 jaar) kon er geen betrouwbare relatie tussen verandering in maaiveld hoogte en CO<sub>2</sub> uitstoot worden vastgesteld. Maaiveldhoogte data vraagt om langere meetperiodes (25-50 jaar) en aanvullend grondonderzoek (koolstofdichtheid) voor een betrouwbare vertaling van maaiveldhoogte naar koolstof verliezen.
- 8. Er vindt veel CO<sub>2</sub> productie in de bovenste 20 á 40 cm plaats, omdat er meer afbreekbaar koolstof aanwezig is, gasdiffusie sneller plaatsvindt en de temperatuur hoger oploopt. Drogen de bovenste 20-40 cm uit, dan vertragen veenafbraak processen en komt er, zoals in 2018, minder CO<sub>2</sub> uit vrij ongeacht de lage waterstanden. Bij verzadiging vindt duidelijk minder gas diffusie plaats (CO<sub>2</sub> kan niet ontsnappen, O<sub>2</sub> niet indringen). Dat diepere veenlagen minder bijdragen aan de CO<sub>2</sub> emissie is duidelijk geworden uit de relatie tussen grondwaterstand en CO<sub>2</sub> fluxen gemeten met eddy covariance in 2019. Voor grondwaterstanden tussen 0 en 50 cm onder maaiveld was er duidelijk meer CO<sub>2</sub> emissie naarmate de grondwaterstand lager werd, bij diepere grondwaterstanden ontbrak deze relatie. Literatuuronderzoek laat wel zien dat percelen met jaargemiddelde grondwaterstanden van -40 cm of hoger. Aanvullende metingen zijn nodig dit verschil met de literatuur te kunnen verklaren.
- 9. In onderzoek met onderwaterdrainage en/of verhoogde zomerpeilen in andere landen (Denemarken, Engeland, Duitsland) zijn er wisselende, deels tegenstrijdige, effecten op CO<sub>2</sub> emissie aangetoond. Experimenteel onderzoek laat zien dat grondwaterstanden rond de -40 cm in de zomer de CO<sub>2</sub> productie en gas uitwisseling aanjagen. Dezelfde onderzoeken vinden een duidelijke emissiereductie bij waterstanden van -10 tot -20 cm.
- De focus voor kansrijke combinatie van maatregelen en gebieden zou de komende jaren op maatregelen op deelgebieden en percelen kunnen liggen die grondwaterstanden van <-30 cm kunnen inpassen in de bedrijfsvoering met haalbare aanpassingen.

# 1. Introductie

## 1.1 Aanleiding

Vanuit het klimaatakkoord is de doelstelling uitgesproken om in 2030 minimaal 1Mt CO<sub>2</sub> emissie per jaar of 25% van de totale emissie in de Nederlandse veenweide gebieden te reduceren. Friesland heeft een oppervlakte van 85.000 hectare met veen en staat daarom voor de belangrijke opgave om maatregelen uit te rollen die tot de nodige emissiereductie gaan leiden.

Vernatten van veen lijkt een goede methode om de zuurstof in de bodem terug te dringen en daarmee de veenafbraak te remmen. Een nadeel van vernatten is dat landbouw bij een te hoge vernatting aangepast moet worden omdat de draagkracht van het veld afneemt en het gras minder goed groeit of minder smakkelijk is. Onderwaterdrainage lijkt hierdoor een goede maatregel om zowel de productiviteit van het grasland te behouden en tegelijkertijd de veenafbraak in diepere veenlagen te remmen. Maar hoeveel onderwaterdrainage daadwerkelijk bijdraagt aan het reduceren aan CO<sub>2</sub> emissies is nooit direct gemeten. Daarom is vanuit de Radboud Universiteit, in opdracht van Provincie Fryslân, onderzoek uitgevoerd op vijf meetlocaties gedurende de periode oktober 2016 t/m december 2019 om de effectiviteit van onderwaterdrainage in het Friese veenweide gebied vast te stellen. In het jaar 2019 is er minder intensief gemeten, de metingen binnen dat jaar hadden vooral als doel om te zien of patronen uit de voorgaande jaren zich herhalen.

Deze rapportage geeft het overzicht van alle meetgegevens die door de Radboud Universiteit zijn verzameld.

#### 1.2 Afbraak processen in veen

Met het draineren van venen zijn de natuurlijke processen van zuurstofloze omstandigheden en koolstofophoping door veenvormende vegetatie doorbroken. Door de lage grondwaterstand en bewerking van het land, is zuurstof de bodem binnen gedrongen waardoor er een bodemlaag met (sterk) gedegradeerd veen is ontstaan. Dit type veen heeft andere hydrologische eigenschappen wat betreft doorlaatbaarheid en waterretentie dan intact veen (Liu & Lennartz 2018). Ook afbraaksnelheiden zijn anders (Lafleur et al. 2005; Glatzel et al. 2006).

Naast de mate van degradatie zijn ook omstandigheden zoals nutriëntenbeschikbaarheid (stikstof en fosfor), temperatuur, bodemvocht en grondwaterstand bepalend voor de afbraak van veen.

Niet elke verhoging van grondwaterstand leidt tot dezelfde mate van reductie van CO<sub>2</sub> emissie. Diepere lagen hebben een kleinere bijdrage aan de veenoxidatie door het ontbreken van labiel koolstof, lagere zuurstof concentraties en lagere temperaturen (Säurich et al. 2019, Karki et al. 2016, Lafleur 2005, Moore 1993). Deze relatie met grondwaterstand wordt duidelijk in Figuur 1.1, wat gebaseerd is op 21 veengebieden/-regios (128 jaarbudgetten)in Duitsland. Hierbij is de conclusie, hoe hoger de grondwaterstand hoe groter het effect zal zijn op de CO<sub>2</sub> emissies.



Figuur 1.1 Relatie tussen gemiddelde grondwaterstand en CO<sub>2</sub> emissies (Tiemeyer et al. 2020).

#### 1.3 Onderwaterdrainage als mitigatie maatregel

Onderwaterdrainage wordt gezien als een optie om de veenafbraak te verminderen. Hierbij worden drainagebuizen op een diepte onder het slootpeil geplaatst met een onderlinge afstand van 4-8 m, zodat de buizen naast een drainerende functie (in de winter) ook water kunnen infiltreren in droge periodes (zomer) (Figuur 1.2).



**Figuur 1.2** Schematische werking van onderwaterdrainage, met drainage buizen net onder slootpeil op 6 m afstand van elkaar (situatie Friesland). De drainagebuizen zorgen voor een lagere waterstand in natte periodes en hogere waterstand in droge periodes.

Onderwaterdrainage zorgt voor een verhoging van de grondwaterstand in warmere periodes waardoor de veenafbraak verminderd zou moeten worden. Er wordt op dit moment gerekend met een 50% reductie van  $CO_2$  emissie (van der Born et al. 2016). Deze reductie is gebaseerd op onderzoek in proeflocatie Zegveld. Hierbij is een correlatie gevonden tussen maaivelddaling en de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG = het gemiddelde van de drie laagste grondwaterstanden per jaar, bepaald over een periode van minimaal acht jaar). Onderwaterdrainage (OWD) reduceert de lage grondwaterstanden in de zomer en dus de GLG. De fysieke verklaring waarom de relatie tussen GLG en maaivelddaling bestaat is tot op heden speculatief. Een hogere emissie uit diepere veenlagen druist juist in tegen observaties in andere studies, zoals beschreven in sectie 1.2.

De reductie van maaivelddaling wordt één op één gerelateerd aan  $CO_2$  emissie m.b.v. een model gebaseerd op de relatie tussen GLG en bodemdaling (Stowa 2015, Arets et al. 2018), waardoor ook een reductie van 50%  $CO_2$  emissie wordt verwacht (van den Akker et al. 2008). Of deze aanname klopt is nog niet in de praktijk getoetst: de effecten van onderwaterdrainage zijn niet eerder door emissiemetingen in kaart gebracht.

#### 1.4 Onderzoeksvragen

De belangrijkste onderzoeksvragen voor dit project zijn:

- Kan onderwaterdrainage in het Fiese veenweide de CO<sub>2</sub> emissie met 50% reduceren?
- Welke omgevingsvariabelen spelen een cruciale rol in de CO<sub>2</sub> emissie en
- Wat is het effect van onderwaterdrainage and drukdrainage op deze omgevingsvariabelen?
- Wat is de invloed van onderwaterdrainage op de andere broeikasgasemissies<sup>1</sup> (lachgas en methaan)?
- Heeft een kleidek een invloed op de effectiviteit van onderwaterdrainage?
- Verlagt bovengrondse infiltratie bevloeiing CO<sub>2</sub> emissie effectiever als onderwaterdrainage?

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Voor het meetjaar 2019 zijn er nog aanvullende doelen gesteld in het kader van een verlenging van het onderzoek.

<sup>-</sup> Het bepalen van de lange-termijn werking OWD (jaar 3 en 4 na aanleg) op CO<sub>2</sub> emissies.

<sup>-</sup> Het inschatten van lange-termijn koolstoffluxen door CO2 metingen in het donker en in het licht tussen jaren te vergelijken.

<sup>-</sup> Het bepalen van herstel van droogte in 2018 en het koppelen van bodemdaling aan respiratie.

<sup>-</sup> Het koppelen van meerjarige koolstoffluxen aan maaiveldhoogte schommeling en maaiveldaling.

<sup>-</sup> Het monitoren van waterstanden en grasopbrengst in het extra meetjaar.

# 2 Meetmethodes

## 2.1 Meetlocaties

Er zijn in totaal vijf locaties in Friesland uitgezocht (Figuur 1.1), waarbij op vier locaties de werking van onderwaterdrainage (OWD) en op één locatie drukdrainage (DD) wordt onderzocht. Op de drie locaties in Koufurderrige (twee OWD: Kou-G en Kou-S; één DD Kou-B) is schalterveen aanwezig. Dit is een slecht waterdoorlatende veenlaag van 5-10 cm onder de deklaag op een diepte van 30-40 cm onder maaiveld. Op veel locaties is deze laag tijdens extreme droogte gescheurd, wat de doorlatendheid bevordert. Op alle locaties behalve in Gersloot (Ger) is er een klei-veen deklaag aanwezig met een dikte variërend tussen de 20 en 45 cm. Deze deklaag heeft een zeer hoog koolstofgehalte (5-19% gewicht) waar veen doorheen gemengt zit (van Berkum 2018). Hierdoor is er per liter bodem weinig verschil tussen koolstof in deze deklaag en de veenbodem eronder (Figuur 2.1). De locatie zonder deklaag (Ger) heeft wel een duidelijk hoger aandeel koolstof in de bovenste 20 cm in vergelijking met de locaties met een klei-veen deklaag. Ook is de totale hoeveelheid koolstof iets hoger in de top 70 cm (97 g C/L) dan in de locaties met deklaag (gemiddeld 79 g C/L) (zie ook Tabel 3.5).

Verder is er één locatie (Aldeboarn – Ald) waar biologisch wordt geboerd en een weidevogelperceel met een hoogzomerpeil (HZP) aanwezig is. Deze verschillen zijn ook meegenomen in dit onderzoek. Een gedetailleerde beschrijving van de locaties en de historie van de percelen is te vinden in Appendix I.



**Figuur 2.1** Cummulatieve toename van koolstofgehalten tot een diepte van de top 70 cm van het bodemprofiel (7 liter bodem uitgaande van 10 bij 10 cm oppvlakte), met om de 10 cm een meetpunt. Gersloot (Ger; vierkantjes) is de enige locatie zonder kleidek. Minerale gronden laten een duidelijk lagere koostofgehalten zien (100-150 g C L<sup>-1</sup>).

Op de vier OWD locaties is per locatie één perceel ingericht voor OWD naast een controleperceel. Op de acht percelen is een plot van 8 bij 8 m afgezet waar verschillende metingen door de RU zijn uitgevoerd (Figuur 2.2). Voor de drainage percelen zijn in de zomer van 2016 drainagebuizen op 70 cm diepte met een onderlinge afstand van 6 m geïnstalleerd. In 2018 is de proef uitgebreid met een boerderij waar DD wordt getest. Ook hier is een plot van 8 bij 8 m aangelegd in het perceel met DD en in een controleperceel. Bij DD wordt met extra druk het water via de drains in het veld gelaten. De druk ontstaat doordat er een ton op de verzameldrain is aangesloten die bij een grondwaterstand van onder de -40 cm actief water in de ton pompt waardoor de druk in het systeem toeneemt. Bij een grondwaterstand van boven de -40 cm wordt er actief water uit de ton gepompt. Hierdoor is de grondwaterstand beter te reguleren.



**Figuur 2.2** Plotoverzicht van een drainageperceel. Zwarte vierkant = gasfluxmeetplot; blauwe cirkel = peilbuis (\*verankerd in de zandlaag inclusief waterestandslogger, overige peilbuizen voor handmetingen); rode cirkel = maaiveldpin (\*verankerd in de zandlaag); groene rechthoek = maaistrook grasopbrengst; BS = locatie bodemsensoren (temperatuur en bodemvocht) gekoppeld aan een logger. Voor het controleperceel is dezelfde indeling en afstand van de grepel gebruikt.

In de meetplot zijn drie subplots gemaakt waarin de gasmetingen zijn uitgevoerd. Hiervoor zijn PVC frames (80 x 80 cm) in de grond geplaatst tot 20 cm diep. Bij het OWD-perceel liggen de middelpunten van de subplots op 0,5, 1,5 en 3,0 m afstand van een drainagebuis. Peilbuizen zijn bij de subplots geplaatst voor het meten van de grondwaterstand. Op 1,5 m van de drainagebuis is er een datalogger met telemetrie (ElliTrack-D) geplaatst. Tijdens de monitoringsperiode heeft deze elk uur freatische grondwaterstanden gemeten in een peilbuis die verankerd is in de zandlaag met 1 m filter in het veenpakket beginnend onder de schalterlaag (Figuur 2.3). Op verschillende plaatsen in het perceel zijn extra peilbuizen geplaatst (10 – 15 stuks) voor het monitoren van de ruimtelijke variatie van de grondwaterstand. Per boerderij is er een peilbuis geplaatst met het filter in de onderliggende zandlaag om te bepalen of er kwel of wegzijging plaatsvindt. Er zijn metalen pinnen in het veld geplaatst die in de zandlaag verankerd zijn en functioneren als referentiehoogtes voor het meten van maaivelddaling (Figuur 2.3). De pinnen zijn voorzien van een mantelbuis in de bovenste 50 cm om wrijving tussen veen en pin te minimaliseren.

Dataloggers hebben continu bodemtemperatuur op -5 cm, -10 cm en -20 cm en bodemvocht op -6 tot -16 cm gemeten. Deze sensoren liggen op 1,5 m van de drainagebuis in het OWD-perceel (Figuur 2.2).



**Figuur 2.3** Links boven: Een metalen pin die vaststaat in de onderliggende zandlaag voor het meten van de veenbodembeweging. Rechtsboven: Een transparante meetkamer die gebruikt is voor het meten van CO<sub>2</sub> fluxen. Linksonder: Peilbuis met grondwaterstand telemetrie. Rechtsonder: Meetplot van boven voor de locatie Ger-OWD tijdens een meetdag.

## 2.2 Gasfluxen

 $CO_2$ ,  $CH_4$  en  $N_2O$  fluxen zijn gemeten in de periode van januari 2017 tot januari 2019. In het groeiseizoen (april – oktober) is er twee keer per maand gemeten en in de winterperiode (november – maart) één keer per maand. In totaal zijn er gemiddeld per boerderij 35 meetcampagnes geweest in twee jaar tijd. De meetpunten zijn verdeeld over 3 subplots (Figuur 2.2). Hiervoor zijn frames geplaatst waar meetkamers (80 x 80 x 50 cm) luchtdicht op passen. De verandering die plaats vindt als gevolg van respiratie en fotosynthese is een gasflux. Deze is berekend volgens een standaardmethode (Almeida et al. 2016, zie Appendix II). De methode voor de gasfluxberekingen is gebaseerd op de standaardmethoden zoals beschreven in Tiemeyer et al. (2016).

In 2019 is de meetfrequentie verlaagd naar 10 (Ald en Ger) en 9 (Kou-S en Kou-B) meetcampagnes. In het groeiseizoen (april – oktober 2019) is er één keer per maand gemeten en in de winterperiode is slechts één keer in december 2019 gemeten. De onderwaterdrainage percelen in Kou-G zijn alleen in 2017 en 2018 gemeten. De drukdrainage percelen in Kou-B zijn alleen in 2018 en 2019 gemeten. In 2019 in Kou-S en Kou-B is er naast onderwaterdrainage en drukdrainage ook bevloeid op de maatregelpercelen (zie paragraaf 2.6). De Controlepercelen op Kou-S en Kou-B werden niet bevloeid. In totaal zijn 185 directe vergelijkingen (controle-OWD en controle-DD) van gasfluxen en daggemiddelden uitgevoerd.

#### 2.2.1 CO<sub>2</sub> fluxen

Tijdens een meetdag is er gemeten met een donkere, ondoorzichtige kamer om de ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ ) te bepalen en is er gemeten met een transparante kamer voor het bepalen van de "net ecosystem exchange" (NEE). NEE is een combinatie van  $R_{eco}$  en de opnamen van  $CO_2$  door planten voor fotosynthese, ook wel de "gross primary production" (GPP) genoemd. Door de donkermeting van de lichtmeting af te trekken kan dus ook de GPP worden berekend.



**Figuur 2.4** Koolstofschema voor het bepalen van de netto  $CO_2$  flux. Tijdens de metingen wordt met transparante kamers GPP +  $R_{eco}$  bepaald, en met donkere kamers uitsluitend  $R_{eco}$ .

Tijdens een meetdag is er gestreefd om langs een gradiënt in bodemtemperatuur te meten en met variatie in fotosynthetisch actieve straling (PAR). Om deze reden zijn de subplots in intervallen gemeten met de donkere en transparante meetkamer. Hierbij is ook gebruik gemaakt van schaduwdoek om variatie in PAR te krijgen tijdens de lichtmetingen met de transparante kamer.

Om een jaarbalans voor  $CO_2$  te kunnen maken moeten  $R_{eco}$  en GPP op alle dagen waarop niet gemeten is gesimuleerd worden met vergelijkingen waarvan de parameters gefit worden op de gemeten data. De standaardmethode om een jaarbalans uit te rekenen voor  $R_{eco}$  met periodieke metingen is gebaseerd op bodemtemperatuur (Lloyd & Taylor 1994). Voor GPP is het standaard model de "light response curve" (Falge et al. 2001), welke alleen afhankelijk is van PAR.  $R_{eco}$  en GPP zijn, indien mogelijk, voor elke meetdag gefit, geinterpoleerde waarde tussen twee meetdagen zijn gewogen gemiddelde van de schatting van deze modellen, waarbij de gewichten de afstand tot de twee meetdagen zijn.

Over het hele jaar zijn PAR en bodemtemperatuur gemeten. Voor elk uur zijn met PAR en bodemtemperatuur als input voor het gap-filling model de  $R_{eco}$  en GPP berekend om zo tot een jaarbalans te komen. Op deze manier zijn er veel CO<sub>2</sub> budgetten in Nederland gemeten en berekend (Hiraishi et al. 2014, Schrier-Uijl et al. 2014). Om rekening te houden met de invloed van grasbiomassa op de CO<sub>2</sub> fluxen, is een lineaire relatie tussen grashoogte en modelparameters (Reco, Tref, GPPmax en  $\alpha$ ) ontwikkeld. De gebruikte berekeningen voor R<sub>eco</sub> en GPP zijn te vinden in Appendix II. Verder details over gap-filling zijn ook in Weideveld et al. 2021 te vinden. Om de volledige balans van CO<sub>2</sub> te kunnen bepalen is het ook nodig om de export van het gewas (maaisel) en de input van koolstof door mest mee te nemen (Figuur 2.4). Wanneer de koolstofexport, GPP en  $R_{eco}$  bij elkaar op worden geteld, kan de netto CO<sub>2</sub> flux bepaald worden. We gebruiken de conventie dat een positieve koolstof flux een verlies van organisch koolstof uit de bodem betekend in de vorm van CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub>. Bij een negatieve flux zal de bodem organisch koolstof opslaan in de vorm van veen, (diepe) bodemkoolstof, humus en plantbiomassa (bijv. in een natuurlijk veengebied). Gedraineerde veengebieden verliezen altijd organisch koolstof door veenoxidatie en daardoor zal de flux dus positief zijn (Wilson et al. 2016). Daarnaast kan het ook zijn dat relatief nieuw vastgelegde koolstof vrijkomt, dat geaccumuleerd is in de toplaag (door variaties in opslag en respiratie tussen de verschillende jaren). Hierdoor wordt mogelijk niet alle CO<sub>2</sub> emissie veroorzaakt door veenoxidatie. Meerjarige metingen zijn daarom nodig om die variatie eruit te halen. In appendix III laten we de invloed van het mogelijke over- en onderschatten van enkele termen in de koolstofbalans zien.

#### 2.2.2 CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O

 $CH_4$  en  $N_2O$  zijn gemeten volgens dezelfde methode als  $CO_2$ . Echter,  $N_2O$  fluxen zijn over het algemeen lager en hebben daardoor een langere meettijd nodig. Voor  $N_2O$  is gebruik gemaakt van een donkere kamer welke gedurende 480 tot 600 seconden op een frame is geplaatst voor metingen. De jaarbudgetten van  $CH_4$ en  $N_2O$  zijn gemaakt door de fluxen lineair te interpoleren tussen de verschillende meetdagen. De metingen zijn aangepast naar agrarisch beheer. Verder is er geen speciale planning gemaakt voor het verrichten van meteningen na bemesting of maaien.

## 2.3 Maaivelddaling en OSC analyse

Maaiveldfluctuatie is gemeten volgens de methode van Fritz et al. (2008) met behulp van vaste hoogtepunten. Dit is gedaan door met een laser de maaiveldhoogte te meten langs drie raaien met elk 15 meetpunten. Twee raaien liggen haaks op de drainage richting, terwijl de derde raai tussen deze raaien ligt op 1,5 m van een drainagebuis. De lengte van de raaien varieert tussen de 40 en 120 m (breedte en lengte van het perceel). Om steeds op hetzelfde punt te meten zijn er metalen plaatjes in het veld geplaatst. Deze zijn door middel van een metaaldetector terug te vinden.

Maaiveldhoogtemetingen zijn vier keer gedaan in de monitoringsperiode: voorjaar 2017, voorjaar 2018, voorjaar 2019, en voorjaar 2020. Hierbij is gepoogd de metingen uit te voeren bij vergelijkbare freatische grondwaterstanden. De metalen pinnen (Figuur 2.2 en 2.3) functioneren als nulpunt voor de lasermetingen. Tijdens de velddagen zijn tevens de afstanden van de bovenkant van de metalen pinnen, ten opzichte van de grondwaterstand gemeten om de seizoensgebonden krimp en zwelling van de bodem in kaart te brengen. Voor een verbeteerde vergelijkbaarheid van de mechanische bodemdaling tussen percelen is de relatie tussen grondwaterstand en maaiveldhoogte per hoogte pin en bijhorende grondwaterbuis bepaald. Deze relatie wordt OSC (peatland surface oscillation coefficient) genoemd. Metingen direct na regenval of in het najaar/winter ('rewetting curve') zijn buiten beschouwing gelaten omdat er sprake van hysterese kan zijn op deze momenten (Fritz et al. 2008).

## 2.4 Gewasopbrengst

De gewasopbrengst (gras) is vijf keer per jaar gemeten door stroken van ongeveer 6 meter te maaien. Hierbij is eerst over de lengte van de strook grashoogte gemeten en vervolgens is de exact gemaaide oppervlakte bepaald. Het gemaaide gras is gewogen, waarna er twee samples van genomen zijn om te drogen. Het drooggewicht is bepaald door de samples minimaal 48 uur te drogen bij een temperatuur van 70°C. Door middel van het vochtgehalte is het drooggewicht (droge stof) van de hele stroken bepaald. Voor de koolstof export uit de CO<sub>2</sub> frames is de grasopbrengst per frame bepaald.

## 2.5 Bemesting

Op verschillende momenten in het jaar is er in en rondom de meetplots bemest met drijfmest. In 2017 is de gehele plot bemest door de boer met een sleepvoetbemester. Deze praktijk had schaden aan de

meetopstelling als gevolg. In 2018 is er daarom gekozen om handmatig te bemesten, waarvoor drijfmest is verdund (1 liter mest met 0,5 liter water) en gehomogeniseerd. De mest is met de hand in stroken aangebracht op de plots. In totaal is er 7,5 liter mest per m<sup>2</sup> verdeeld over 4 keer bemesten (totaal 75 m<sup>3</sup> mest per hectare in 2018 en 90 m<sup>3</sup> per hectare in 2019). Door de langdurende droogte in 2018 is er voor een lager mestvolume gekozen dat jaar.

## 2.6 Muizen en bevloeien

De zachte en droge winter van 2018/2019 en de grote aanwezigheid van scheuren waar de muizen beschutting kunnen vinden, resulteerde in een grote populatie muizen in verschillende proefpercelen<sup>2</sup> in het voorjaar. De populatie muizen breide zich snel uit en richtte veel schade aan in de proefpercelen (Figuur 2.5). Als maatregel om de muizen te verdrijven zijn in het voorjaar en de zomer grote delen van de percelen bevloeid. Zo is er eind mei op de locatie Kou-S begonnen met bevloeien. Hier is een pomp op een greppel gezet om grote delen van de percelen te bevloeien (Figuur 2.6). Voornamelijk voor het drainage perceel was dit belangrijk omdat hier de sterkste gevolgen van de muizen zichtbaar waren. Hoewel het bevloeien zorgen dat drainage percelen onder water stonden, was er in de Controlepercelen alleen een stijging in de grondwaterstand zichtbaar. Bij locatie Kou-B is dit uitgevoerd later in juni. Bij Kou-B is er gebruik gemaakt van een bevloeiingsslang om grote delen van de percelen te bevloeien. Vanwege logistieke redenen is er bij Kou-B met name bevloeid in het perceel met drukdrainage.



**Figuur 2.5** Muizen schade in het drainage perceel bij Kou-S. De grootste schade bevindt zich boven de drainage buizen, deze zijn gemarkeerd met blauwe stippel lijn.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Kou-S en Ger lieten buiten de meetplots zeer grote muizenschaden zien. In 2019 werden muizen ook binnen de meetplots aangetroffen.



Figuur 1.6 Het bevloeien van het OWD-perceel vanuit de sloot en greppel (Kou-S).

## 2.6 Vochtgehalten en organische stofgehalten in de bodem

Tijdens verschillende momenten gedurende het experiment zijn er bodemmonsters verzameld. In-situ bodemvochtmetingen zijn gedaan met een Fieldscout bodemvochtmeter met 12 cm pinnen. Deze zijn uitgevoerd in de meetplots op de dag van de gasflux metingen. Bodemvocht is daarnaast ook continue gemeten in de graszode op een diepte van -6 tot -16 cm op 1,5 m van de drainagebuis met behulp van capacitance sensoren (10HS Decagon, WA).

Afhankelijk van de omstandigheden in het veld zijn er verschillende methodes gebruikt om bodemmonsters te verzamelen. Zo is er een gutsboor gebruikt in periode dat de bodem vochtig en zacht was. In de zomer zijn er ringmonsters genomen. Voor het bemonsteren van de diepere bodemlagen is er gebruikt gemaakt van een veenboor of klapboor. De bodemmonsters zijn genomen in drie replica's vanaf 1,5 m van de drainage buis, buiten het meetplot (e.g. 3 onafhankelijke steken). Hiervoor is gekozen om er zeker van te zijn dat de bodem is beheerd en bemest zoals in de rest van het perceel. Om de 10 cm diepte zijn er drie monsters genomen tot een diepte van 70 cm. Hierbij is er rekening gehouden met de aanwezige horizonten in de bodem, dus klei en veen zijn gescheiden gehouden.

Het gravimetrische vochtgehalte van elk bodemmonster is bepaald door de monsters te drogen en het gewichtsverlies te bepalen. Voor veenmonsters was dat bij 70°C, tot er geen gewichtsverlies meer plaatsvond. Kleimonsters zijn afgedroogd bij een temperatuur van 105°C, tot het gewicht stabiel bleef. Het gehalte organische stof werd bepaald via gloeiverlies. Gedroogde bodemmonsters werden gedurende 4 uur verast bij 550°C (Heiri et al., 2001). In het bodemmateriaal (9-23 mg) werden ook totaal stikstof (TN) en totaal koolstof (TC) bepaald met behulp van een elementaire CNS-analysator (NA 1500, Carlo Erba; Thermo Fisher Scientific, Franklin, VS)

Om van de bodemmonsters voor planten beschikbare ammonium- en nitraatconcentraties te krijgen zijn er zoutextracties gedaan. Aan de bodemextracties zijn een set van meststoffen en biogeochemische parameters

(pH, alkaliniteit, nitraat, ammonium, kalium, zwavel, fosfaat, ijzer) bepaald met behulp van een pH meter, een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP) en Auto Analyzers (AA) (zie Geurts et al. 2010 voor details).

#### 2.7 Statistiek

Verschillen in gewasopbrengst, nutriëntengehalten en -afvoer, bodemvocht en andere bodemkarakteristieken tussen OWD-percelen en controlepercelen zijn statistisch getest met een independent samples t-test met een betrouwbaarheidsinterval van 95%. Om een beeld te krijgen welke variabele het meest sturend is voor R<sub>eco</sub> zijn er correlaties gemaakt tussen alle variabelen en de berekende R<sub>eco</sub>.

Verder zijn er linear mixed models gebruikt om zowel het effect van OWD en de afstand tot de drain op  $R_{eco}$  en GPP te testen. Hiervoor zijn daggemiddelde berekende  $R_{eco}$  waarden gebruikt (afhankelijke variabele), met de meetdatum als repeated measure ('paired by date'), locatie als random factor en behandeling (OWD vs controle) of afstand tot de drain als fixed factor. De test is voor de twee meetjaren apart uitgevoerd. Deze analyse is uitgevoerd in R versie 3.5.3 (R CoreTeam, 2019).

Om een indruk te krijgen van de onzekerheid van de  $R_{eco}$  en GPP jaarbudgetten, zijn verschillende methoden voor deze berekening gecombineerd. Hierbij zijn de volgende aspecten getest: (1) samenvoegen van meetcampagnes in halfjaar en (2) jaar-modellen en (3) gap-filling van 20% hoogste metingen, (4) uitschieters en (5) meetcampagnes met een hoge graslengte (>15 centimeter). Een uitgebreide beschrijving van de methode van deze analyse is te vinden in appendix IV. De invloed van een hoge graslengte (buitenproportioneel vaak bij een hoge biomassa  $CO_2$  fluxen bepalen) op  $R_{eco}$  jaarbudgetten is in appendix V geanalyseerd.

## 3. Resultaten

## 3.1 Hydrologie

#### 3.1.1 Meteorologische omstandigheden

2019 was met een gemiddelde temperatuur van 11,2 °C het derde zeer warme jaar op rij. Het jaar was warmer in vergelijking met 2017 (10,3 °C) en 2018 (10,7 °C). Daarnaast was de temperatuur in 2019 aanzienlijk hoger dan het 30-jaar gemiddelde (KNMI) van 9,8 °C. Ook kende het jaar 2019 veel extremen; zo werd er een hitte record gemeten op 26 juli van 36,1 °C. Een belangrijke factor voor 2019 is de nasleep van de droogte van 2018. De winter was droog, waardoor het neerslagtekort van de voorgaande jaren niet is hersteld (Figuur 3.1). Hierbij kenmerkte 2019 zich ook als een vrij droog jaar met een maximaal neerslagtekort van 240 mm in september.



**Figuur 3.1** Neerslagtekort in mm (geschatte verdamping minus neerslag) voor de periode april t/m september in 2017, 2018 en 2019. Het maximum neerslagtekort kort was 240 mm in 2019 tegenover het landelijke tekort van slechts maximaal 110 mm (mediaan van alle jaren). De maximum tekorten waren 170 mm in 2017 en 317 mm in 2018.

#### 3.1.2 Het effect van onderwaterdrainage op infiltratie en drainage

De grondwaterstanden volgen drie stuurvariabelen: neerslag, drainage en verdamping (evapotranspiratie). Infiltratie vanuit de sloot, grondwater gestuurd kwel of wegzijging kunnen het seizoenaal patroon van grondwaterstanden beïnvloeden. Bij OWD kan er sprake zijn van infiltratie via drainagebuizen, zolang het slootpeil hoger ligt dan de grondwaterstanden naast de drainbuizen. De jaargemiddelde grondwaterstand was 6 cm hoger in de OWD dan in de controle (-49 cm in de controle versus -42 in de OWD-percelen). Door de droogte in 2019 en de nasleep van de droogte van 2018, zijn er langere periodes geweest die gekenmerkt werden door infiltratie van water. Gemiddelde grondwaterstanden waren in 2019 hoger (-28 cm tot -67 cm) dan in 2018 (-41 cm tot -67 cm). In het droge jaar 2019 waren de gemiddelde grondwaterstanden in OWD-percelen licht verhoogd (6 cm), terwijl de mediaan grondwaterstanden geen verschil met de Controlepercelen lieten zien (Tabel 3.1). Het grootste effect van de aanleg van onderwaterdrainage werd in periodes met 12,5% laagste grondwaterstanden (LG), een indicator voor GLG, gevonden. De LG in OWD-percelen waren gemiddeld over de vier locaties 19 cm hoger. Vooral op de locaties Ald en Ger was het verschil minimaal 25 cm. Op de locatie Kou-G was het drainage effect in het OWD-perceel zelf dominant (lager gemiddelde grondwaterstanden). De laagste grondwaterstanden lieten hier geen verschil zien in 2019 tussen het OWD en Controleperceel. Op deze locatie werd voor beide percelen hetzelfde (dynamische) slootpeil aangehouden.

De 12,5% hoogste grondwaterstanden (HG) komen in de winter voor met de periodes waar gedraineerd wordt. Over het algemeen zijn de verschillen in HG zeer klein, met uitzondering van locatie Kou-S waar het perceel bevloeid was. Door de droge omstandigheden van de winter van 2018/2019, is alleen op locatie Ger een effect te zien van de drainage op de grondwaterstand. Sprekend zijn ook de lagere grondwaterpeilen in

de winter. In de voorgaande jaren lag het waterpeil in de winter vlak onder de graszode, terwijl dit niet consistent het geval was in de winter van 2018/2019. Het peil op locatie Ger stijgt in de winter niet boven de 30 cm.

Locatie	Behandeling	Mediaan	Mediaan	Mediaan	Gemiddelde	Gemiddelde	Gemiddelde
	U	2017	2018	2019	2017	2018	2019
Ald	Controle	-39	-55	-40	-43	-51	-42
	OWD	-52	-46	-34	-40	-41	-28
Ger	Controle	-42	-74	-59	-47	-67	-67
	OWD	-60	-66	-61	-53	-61	-57
Kou-G	Controle	-18	-57	-30	-35	-51	-37
	OWD	-32	-48	-34	-34	-45	-41
Kou-S	Controle	-18	-63	-39	-31	-59	-47
	OWD	-32	-45		-32	-45	
Drainage effect		-15	11	0	-1	9	6
Locatie	Behandeling	HG	HG	HG	LG	LG	LG
		2017	2018	2019	2017	2018	2019
Ald	Controle	-8	-17	-4	-81	-75	-80
	OWD	-4	-17	-3	-60	-55	-54
Ger	Controle	-5	-21	-32	-90	-102	-111
	OWD	-25	-37	-32	-72	-79	-80
Kou-G	Controle	-5	-8	-7	-77	-92	-83
	OWD	-4	-14	-9	-65	-74	-83
Kou-S	Controle	-1	-6	-18	-72	-102	-85
	OWD	-1	-11		-63	-76	
Drainage effect		-4	-7	0	15	22	19

**Tabel 3.1** Grondwaterstanden in cm ten opzichte van maaiveld. HG = 12,5% hoogste grondwaterstand, LG = 12,5% laagste grondwaterstand.

Op Kou-S is op het OWD-perceel vanaf 29 mei bevloeid. Dit leidde tot een hogere grondwaterstand. De waarden voor grondwaterstanden – mediaan -28 cm, gemiddelde -32 cm, de HG -2 cm en de LG -75 – waren 10-16 cm hoger dan de waarden in het Controleperceel (Tabel 3.1).

Locatie	Behandeling	2017		2018		2019	
		Jaar	zomer	jaar	zomer	Jaar	zomer
Ald	OWD	-50	-50	-46	-43	-38	-32
	Controle	-68	-67	-66	-62	-64	-58
	HZP	-54	-53	-51	-49	-39	-37
Ger	OWD	-65	-65	-68	-69	-66	-65
	Controle	-64	-63	-65	-65	-61	-59
Kou-G	OWD	-44	-42	-42	-38	-39	-38
	Controle	-44	-42	-42	-38	-39	-38
Kou-S	OWD	-48	-46	-49	-44	-35	-25
	Controle	-100	-99	-102	-99	-97	-90

**Tabel 3.2** Gemiddelde waterstanden in de sloot (in cm) ten opzichte van de maaiveldhoogte in de meetplots. De zomer omvat de groeiperiode van april t/m oktober.

Door de aanhoudende droogte was ook in 2019 sprake van een dynamisch peilbeheer (Tabel 3.2) Enkel locatie Ger had een vast peil (ca. -60 cm). Bij locatie Ald was het peil in de sloten duidelijk regelmatig verhoogd tot 10 cm onder het maaiveld (Figuur 3) ter bevordering van de infiltratie. Voor het bewerken van het veld (maaien en bemesten) werden de peilen tijdelijk verlaagd (Figuur 3.11). De waterstand in de peilbuizen lijken gekoppeld te zijn aan het slootpeil, door de macroporiën in de bodem. Dit is ook terug te zien in de handmetingen op verschillende afstanden ten opzichte van de drainage buis. Langs de drainage buis volgt het peil in de sloot direct, over een grote afstand is dit effect minder zichtbaar. Het peil zakt uit tussen de drainage buizen, daardoor verschilt de grondwaterstand meer dan 40 tot 60 cm in de zomer over een afstand van 2,5 meter (Figuur 3.2).



**Figuur 3.2** Handmetingen van de grondwaterstand door de tijd op locatie Ald. De lijnen geven de grondwaterstand weer met een verschillende afstand ten opzichte van de drainage buis. Zowel in de zomer en wintermaanden worden op enkele meters afstand grote verschillen aangetoond.



**Figuur 3.3** Dynamisch peilbeheer in de sloot van het OWD-perceel op locatie Ald. De sloot is maximaal opgezet om infiltratie te bevorderen.

## 3.2 Broeikasgasemissies

#### 3.2.1 Koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>) - Reco

Door op dezelfde dag parallel de ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ , zie paragraaf 2.2) op het OWD- en controleperceel te meten, is het mogelijk om een directe vergelijking te maken van de  $R_{eco}$ , doordat de condities op de dag hetzelfde zijn. De meetplots worden op dezelfde manier en op hetzelfde moment gemaaid en bemest, waardoor op momenten met verschillende waterstanden en vochtgehalten, de grootste verschillen in  $R_{eco}$  worden verwacht door een verschil in veenoxidatie.

In figuren 3.4a t/m 3.4g is de  $R_{eco}$  (uitstoot van CO<sub>2</sub> overdag, in het donker gemeten) te zien voor de vier locaties met OWD voor de jaren 2017-2019. De  $R_{eco}$  fluxen laten een duidelijk seizoenaal patroon zien, met temperatuur als belangrijke stuurvariabele. De hoogste emissies zijn in de zomermaanden waargenomen. Tijdens het groeiseizoen kunnen  $R_{eco}$  fluxen oplopen tot 600-700 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag Naast deze hoge emissies zijn ook extreem hoge emissies gemeten op dagen met een zeer hoge luchttemperatuur en zoninstraling. De hoogste  $R_{eco}$  is gemeten op de locatie Ald, namelijk 1229 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag in het OWD-perceel en 1184 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag in het Controleperceel (Figuur 3.4a). Over de drie jaren hebben wij geen verschil gemeten in  $R_{eco}$  tussen de OWD-, hoogzomerpeil- (HZP) en controlepercelen. In 2017 was de  $R_{eco}$  gemiddeld 7% lager voor de OWD-percelen, maar in 2018 4% hoger (T-test, p<0,001). In 2019 was de  $R_{eco}$  emissie gemiddeld 6% hoger voor de OWD drainage ten opzichte van de controle (T-test, p<0.006). Over de drie jaren gezien was de emissie meer dan 1% hoger voor OWD. De data uit 2017/2018, en een gedetailleerde beschrijving ervan, is te vinden in van den Berg et al. (2019) en Weideveld et a. (2021).

De R<sub>eco</sub> emissie voor locatie Ger zijn lager voor het meetjaar 2019 in vergelijking met 2017. De R<sub>eco</sub> metingen in het OWD-perceel lijken in 2019 consistent hoger dan het Controleperceel (Figuur 3.4b). Dit lijkt veroorzaakt te worden door de verminderde grasgroei in het Controleperceel. Door de droogte was de grasopbrengst lager op beide percelen. Dit kan deels de lagere emissie voor 2019 verklaren. Op locatie Kou-G is voor 2019 geen opdracht verleend om CO<sub>2</sub> fluxen te meten. Op locatie Kou-S<sup>3</sup> zijn tot mei 2019 weinig verschillen zichtbaar in R<sub>eco</sub>, met een wat hogere uitstoot op het OWD-perceel (Figuur 3.4d). Op 24-7-2019 zijn hoge emissies gemeten, deels door de extreem hoge buitentemperaturen en hogere bodemvocht (bevloeiing in mei). Na bevloeiing zijn er duidelijk hogere waterstanden en hogere CO<sub>2</sub> emissies gemeten voor het bevloeide perceel (Figuur 3.4e). Pas na oktober, als het grondwaterpeil tot aan het maaiveld komt, zijn substantieel lagere R<sub>eco</sub> waarden gemeten in het OWD-perceel (186 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag) ten opzichte van het Controleperceel (288 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag).

Door het beperkt aantal metingen in het Drukdrainage perceel is een vergelijking onzeker. Drukdrainage lijkt  $R_{eco}$  op twee dagen substantieel te verhogen, dit is vergelijkbaar met de vier gemeten dagen in 2018 (Figuur 3.4f). Na bevloeiing hebben de metingen in september en oktober duidelijk lagere  $R_{eco}$  fluxen (Figuur 3.4g). Dit verschil wordt veroorzaakt door de buitengewone hoge fluxen in het Controleperceel (> 500 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag) op 7 oktober 2019. Deze flux is erg hoog in vergelijking met andere locaties in dezelfde periode. Dit verschil valt mogelijk te verklaren door schade door muizen. In dezelfde periode, na het bevloeien van het DD-perceel hebben muizen zich naar het drogere Controleperceel verplaatst. Het is niet uit te sluiten dat de muizen een rol speelde in de verhoogde emissie in het Controleperceel bij Kou-B.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Voor locatie Kou-G is voor 2019 geen opdracht verleend om CO<sub>2</sub> fluxen te meten.









Figuur 3.4c Kou-G







Figuur 3.4e - Kou-S bevloeid







**Figuren 3.4a-3.4g** laten het verloop van de  $R_{eco}$  ecosysteem respiratie en het verschil tussen controle en maatregelperceel in het paneel boven zien. Daggemiddelde van 3 frames en standaardfout. Grondwaterstanden voor dezelfde periode in het paneel beneden (op 1,5 m van drain waar van toepassing). Figuur 3f – Kou-B bevloeid.

#### 3.2.2 De relatie tussen Reco en grondwaterstanden

De verschillen in  $R_{eco}$  tussen OWD- en Controlepercelen tijdens de meetdagen van de drie meetjaren zijn gegroepeerd aan de hand van verschil in grondwaterstand tussen OWD- en controle tijdens de meetdag (Figuur 3.5). Een verhoging van de grondwaterstand met >20 cm resulteerde in een vermindering van  $R_{eco}$  met gemiddeld 4%. Dit verschil in grondwaterstand is in 2019 gemiddeld 138 dagen (38%) voorgekomen in de OWD-percelen. In 2017 en 2018 was een verhoging van meer dan 20 cm gemeten gedurende 70 dagen (19%). Hierbij lijkt 2019 een infiltratie jaar, waarbij vooral locatie Ger een grote rol lijkt te spelen door een lage grondwaterstand in het Controleperceel LG (-111) en OWD (-80). Zichtbaar in Figuur 3.4b is de afwezigheid van een verminderde  $R_{eco}$  emissie als gevolg van een verhoging van het waterpeil van 30 cm tussen het OWD en Controleperceel. Dit is tevens zichtbaar in Figuur S4, waar een grondwaterstand onder - 60 cm niet altijd tot een hogere emissie leidde. Daarentegen leidt een verhoogde grondwaterstand tot aan het maaiveld tot een verminderde  $R_{eco}$ , zoals bij Ald, Kou-S en Kou-B in het najaar van 2019 (Figuren 3.4a-3.4f).



**Figuur 3.5** Daggemiddelden van de gemeten  $R_{eco}$  (g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> / 10 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag) van het OWD-perceel uitgezet tegen het bijbehorende Controle-perceel. De data van de vier locaties Ald, Ger, Kou-G, Kou-S en de drie meetjaren 2017, 2018 en 2019 zijn samengevoegd. De data zijn opgesplitst in drainage met een grondwaterstandverlaging bij OWD van 5 tot 30 cm (links, zwarte cirkel), infiltratie met een grondwaterstandverhoging tussen 5 tot 20 cm (rechts, zwarte driehoek) en infiltratie met een grondwaterstandverhoging van >20 cm (rechts, open driehoek). De gestippelde lijnen zijn de regressielijnen door de meetpunten heen, met in zwart 5-20 cm infiltratie en in grijs >20 cm infiltratie.

#### 3.2.3 GPP – indicator voor CO<sub>2</sub> opname

Door middel van lichtmetingen wordt de GPP ('gross primary production', Appendix II) bepaald. Door de sterke relatie met licht en grashoogte worden lichtcurves en de parameters welke deze curves beschrijven met elkaar vergeleken (Figuur 6; GPP jaarbudgetberekening in Appendix II). De GPP data uit 2017/2018, en een gedetailleerde beschrijving ervan, is te vinden in van den Berg et al. (2019) en Weideveld et a. (2021). In 2019 zijn op alle locaties lichtmetingen verricht om lichtcurves en GPP te kunnen berekenen. De graslengte en de dichtheid van het gras zijn belangrijke factoren die de hoogte van de maximale fotosynthese en CO<sub>2</sub> opname bij een gegeven lichtinval (PAR – photosynthetic active radiation) bepalen. Die lichtcurves in 2017 en 2019 komen goed overeen met het maximale CO<sub>2</sub> opnemend vermogen van 1100-1300 kg CO<sub>2</sub> per hectare per dag. De lichtcurve in 2018 is lager. In de zomer van 2018 was de grasgroei beperkt door de lang aanhoudende droogte.



Figuur 3.4 De lichtcurves voor juni 2017, 2018 en 2019 van de locatie Kou-S OWD bij een vergelijkbare grashoogte.

#### 3.2.2 Methaan (CH<sub>4</sub>) en lachgas (N<sub>2</sub>O)

In het meetjaar 2019 waren de meetcampagnes gericht om  $CO_2$  fluxen te bepalen. Desondanks zijn regelmatig metingen van emissiefluxen van methaan en lachgas uitgevoerd. In 2019 waren methaan emissies (uitstoot - opname) laag, vergelijkbaar met waarnemingen uit 2017 en 2018 (Figuur 3.7). In de meeste gevallen is de totale methaanbalans negatief (opname). Na de grote hoeveelheid neerslag in eind september was er voor sommige locaties sprake van water op het maaiveld tijdens de metingen. Op deze momenten was er sprake van neutrale of een lichte emissie (-0,004 – 0,003 kg CH<sub>4</sub> per hectare per dag). Op het moment dat bodems met water verzadigd waren<sup>4</sup> de vegetatie afsterft door natschade was er sprake van CH<sub>4</sub> emissie in het najaar 2017 en 2019.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> buiten de emissie frames is op zeer natte stukken van het perceel een deel van de graszode afgestorven



**Figuur 3.5** Gemiddelde CH<sub>4</sub> emissies tijdens de meetcampagnes van 2019. De metingen van de verschillende OWD en Controlepercelen zijn samen weergegeven in de grafiek. Open bollen Controlepercelen en zwarte bollen OWD-percelen.

Het meten van  $N_2O$  is aan grote onzekerheden gebonden. In 2019 zijn er een (beperkt) aantal momenten geweest waar we  $N_2O$  emissies gemeten hebben. In figuur 3.8 zijn alle  $N_2O$  metingen te zien die zijn uitgevoerd op alle boerderijen in 2019. In het voorjaar en in de zomer zijn pieken zichtbaar. Deze verhoogde emissie vond altijd plaats na bemesting. De emissie is vergelijkbaar met de eerder gerapporteerde emissie voor deze percelen. (van den Berg et al. 2019).



**Figuur 3.6** Gemiddelde N<sub>2</sub>O emissies tijdens de meetcampagnes van 2019. De metingen van de verschillende OWD en Controlepercelen zijn samen weergegeven in de grafiek. Open bollen Controlepercelen en zwarte bollen OWD-percelen.

## 3.3 Maaiveldfluctuatie

In de periode 2017 t/m 2020 zijn fluctuaties in maaiveldhoogte (verschil in maaiveldhoogte door de tijd) op controle en OWD-percelen in kaart gebracht. Ieder jaar werden eind maart maaiveldhoogtes op circa 45 punten in drie raaien per perceel gemeten (Tabel 3.3). Aanvullend werden maandelijks op vier vaste punten per perceel hoogte-schommelingen gemeten. Binnen een jaar zijn grote variaties in maaiveldhoogte tot 10 cm gevonden. Deze fluctuaties (schommeling) in maaiveldhoogte waren deels reversibel en lieten een nauw verband met grondwaterstanden en de dikte van onverzadigd veen zien (Figuur 3.9). De winter van 2017 – 2018 was erg nat, er is veel neerslag gevallen en de bodems zijn lange tijd verzadigd geweest met water. Dit is zichtbaar in sommige OWD-percelen, waar de gemeten maaiveldhoogte van 2018 ten opzichte van 2017 boven de nulmetingen uitkomt (Tabel 3.3). Hier is het maaiveld dus hoger geworden. De zomer van 2018 was erg droog, gekenmerkt door grote krimp. Het is heel goed mogelijk dat het verschil in de metingen veroorzaakt wordt door de lange en intensieve droogte van zomer/najaar 2018. Voor veel locaties is er nooit een complete verzadiging geweest van de bodem in de winter van 2018/2019 (Figuur 3.9, 3.10 en 3.10). Hier springen de locaties Ger en Kou-S uit als percelen die erg droog zijn gebleven tijdens de winter. Gemiddeld dalen de Controlepercelen in de periode 2017-2020 1.5 tot 2.5 cm per jaar. Ald heeft in de periode 2017 tot 2019 een lagere daling snelheid vergeleken met overige locaties. De eerste meting is uitgevoerd tijdens een vrij droge periode (-22 cm in controle op de dag van de metingen). Dit werd gevolgd door periodes met dynamisch peilbeheer. De verschillen tussen de jaren in Ger zijn constant (>2.2 cm daling per Jaar). Met behulp van koolstofdichtheden kunnen potentieel permanente maaivelddaling naar chemische bodemdaling omgerekend worden (zie Appendix VI).

De maaiveldfluctuatie heeft een duidelijke relatie met grondwaterstand: bij een overvloed aan neerslag of bevloeien zwelt het veen op als een spons en neemt het in volume toe. De effecten van slootpeil verhoging op maaiveldhoogte zijn in Ald zichtbaar (Tabel 3.3, figuur 3.9). Het maaiveld bewog omhoog na de slootpeil vehogign in 2017 en 2018. De maaiveldhoogte op locatie Ger daalt gelijkmatig terwijl het slootpeil niet aangepast werd (Figuur 3.10). De locatie Kou-S is een goed voorbeeld hoe bevloeiing en hogere vochtgehalten in de bodem het maaiveld laten stijgen (Tabel 3.3. Figuur 3.11). Deze respons op het bevloeien kenmerkt twee eigenschappen: een directe zwel als gevolg van overvloed van water en een soort hysterese response waar het veen een verlate zwel heeft als gevolg van het water. Dit is te zien in de maaiveld data in tabel 3.3 en figuur 3.11. Een langdurige verzadiging van het veenpakket zorgt er voor dat de bodem hersteld.

Locatie	Behandeling	2018	SE	2019	SE	2020	SE
Ald	OWD	*		0.4	0.3	-0.9	0.2
	Controle	*		-0.1	0.3	-1.6	0.4
	HZP	*		-0.6	0.6	-2.9	0.4
Ger	OWD	-2.2	0.4	-4.7	0.5	-5.6	0.4
	Controle	-2.2	0.3	-4.7	0.4	-7.0	0.7
Kou-G	OWD	0.7	0.2	-1.8	0.5	-3.0	0.3
	Controle	0.0	0.3	-2.7	0.4	-4.5	0.3
Kou-S	OWD	0.5	0.2	-2.6	0.2	-0.6	0.2
	Controle	-1.0	0.3	-4.4	0.3	-2.9	0.3

**Tabel 3.3** Maaivelddalingen gemeten op vaste punten in het voorjaar binnen de verschillende percelen. Weergegeven is de verandering in hoogte gedurende de meetperiode ten opzichte van het nulpunt (de eerste meting van 2017). Voor locatie Ald zijn er data beschikbaar voor 2018. SE = Standard Error. De dikgedrukte getallen geven de verschillen weer tussen de nulmeting in 2017 en de laatste meting in het voorjaar van 2020.



**Figuur 3.7** Grondwaterstanden(lijn) en maaivelddaling (bolletjes) voor de locatie Ald, OWD (boven) en controle (onder). De zwarte lijn met bolletjes geeft de maaiveld hoogte weer relatief aan vaste punten in het perceel.



**Figuur 3.10** Grondwaterstanden(lijn) en maaivelddaling (bolletjes) voor de locatie Ger, OWD (boven) en controle (onder). De zwarte lijn met bolletjes geeft de maaiveld hoogte weer relatief aan vaste punten in het perceel.



**Figuur 3.11** Grondwaterstanden(lijn) en maaivelddaling (bolletjes) voor de locatie Kou-S, OWD (boven) en controle (onder). De zwarte lijn met bolletjes geeft de maaiveld hoogte weer relatief aan vaste punten in het perceel.

Het nauwe verband<sup>5</sup> tussen grondwaterstanden en maaiveldhoogte (OSC) voor de Controlepercelen en OWD-percelen is 0,7 cm per 10 cm grondwaterstandsdaling (Tabel 3.4). In 2018 laat de gemiddelde OSC geen OWD effect zien. Dat betekent dat verschillen in maaiveldhoogtefluctuaties een direct gevolg van een veranderd patroon van grondwaterstanden zijn (Figuur 3.9 tot 3.11). De laagste OSC vinden we in 2019 in OWD-percelen waar de droogte in 2018 tot een groot verschil tussen grondwaterstanden (en waterdruk in de drains) en bodemvocht leidde (Figuur 3.9 tot 3.13). De hoogste OSC (1 cm per 10 cm) is op de locatie Ger gevonden waar puur veen aanwezig is. De droogte van 2018 heeft tot krimp en het vormen van een hydrofobe laag op 20-35 cm diepte gezorgd in Ger.

In het najaar 2018 vinden we op alle locaties een vertraagd herstel van de maaiveldhoogte. Deze hysterese kan oplopen tot enkele centimeters hoogteverschil. De iets lagere OSC waardes in 2019 zouden ook een gevolg van hysterese in maaiveldhoogte tussen de jaren kunnen zijn. Door het droge voorjaar in 2019 konden de vochtgehaltes in meestal onverzadigde veen (0-40 cm) onvoldoende herstellen om een reset van reversibel krimp mogelijk te maken (Figuur 3.13).

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Peatland surface oscillation coefficient (OSC) quasilineaire relatie tussen volume van veen en grondwaterstanden t.o.v. een vaste referentie

**Tabel 3.4** Peatland Surface Oscillation Coefficient (OSC) in Fries Veen. Per locatie zijn er op 4 vaste punten de relatie tussen maaiveldhoogte en grondwaterstanden onderzocht. OSC is een maat voor het dalen en stijgen (oscilleren) van het maaiveld. Een waarde van 0,07 cm cm<sup>-1</sup> betekend 0,7 cm zakking bij 10 cm grondwaterstandsdaling. Stijgt de grondwaterstand zet het veen weer uit waardoor direct een groot deel van de zakking hersteld of binnen dagen tot weken (hysterese).

		2018	3	2019	
Locatie	behandeling	OSC_18	r <sup>2</sup>	OSC_19	r <sup>2</sup>
Ald	controle	0,07	0,84	0,05	0,95
Ger	controle	0,08	0,76	0,10	0,71
Kou-G	controle	0,08	0,84	0,06	0,95
Kou-S	controle	0,07	0,87	0,04	0,63
Ald	OWD	0,06	0,57	0,05	0,68
Ger	OWD	0,07	0,33	0,04	0,41
Kou-G	OWD	0,08	0,68	0,05	0,86
Kou-S	OWD	0,05	0,70	0,06	0,52
Gemiddelde	controle	0,07		0,06	
Gemiddelde	OWD	0,07		0,05	

#### 3.5.3 Slootpeilen

Het slootpeil is een sturende factor voor onderwaterdrainage en is gedurende het project gemeten. De OWDproef is ingesteld op een veranderlijk slootpeil van -20, -40 en -60 cm onder maaiveld in de infiltratieperiode (Kou-G, Kou-S/Ald, Ger, respectievelijk). In de wintermaanden is het slootpeil ingesteld op -60 cm. De inlaat van de drains ligt in de winter 10 cm onder het wateroppervlak van de sloot. Alleen bij locatie Ger is er sprake geweest van een constant waterpeil. Bij de overige locaties zijn er momenten geweest waar een verhoogd slootpeil werd ingesteld om de invloed van de drains te vergroten. Zo is bijvoorbeeld bij het bedrijf Kou-S in de zomer van 2019 het peil in de sloot sterk verhoogd om de infiltratie van water vanuit de drainagebuizen te verhogen (Figuur 3.12), en om water beschikbaar te hebben voor bevloeien. Het peil in het perceel reageert pas op het hogere slootpeil na bevloeien.

Op locatie Ald is het wisselende (flexibel) peilbeheer goed terug te zien in er zomerperiode van 2019. Hier zijn periodes van een hoog peil afgewisseld door momenten dat het slootpeil werd verlaagd om bewerken van het land mogelijk te maken.



Figuur 3.12 Relatie van slootpeil en grondwaterstanden ('waterpeil') in de onderwaterdrainage (OWD) percelen.

#### 3.5.4 Bodemvocht



Figuur 3.13 Bodemvocht (%) gemeten met de fieldscout in de graszode (0-12 cm) over de tijd. Foutbalken geven de SD (n = 6 per tijdspunt). Volgorde – Ald – Ger – Kou-S

Tijdens de meetperiode is het vochtgehalte in de graszode gemeten om verschillen in seizoenale patronen in kaart te brengen. In de winter van 2017 en 2018 was de bodem voor lange periodes verzadigd (~75%). In de zomer van 2018 droogde de bodem in, wat resulteerde in een vochtpercentage van 25% voor de kleibodems en 12% voor de veenbodems. De droogte zorgde voor een erg hydrofobe grond die water slecht absorbeerde na neerslag. In de winter van 2018 /2019 is dit terug te zien in de lage vocht concentraties voor de locaties Ger en Kou-S. In december was het vochtgehalte nog steeds laag met 40%. Alleen op locatie Ald herstelde de bodem als gevolg van het dynamische slootpeil.

In het voorjaar en zomer droogde de bodem weer snel uit en daalde het bodemvochtgehalte tot een minimaal niveau. Locatie Ger heeft een lange periode nodig voordat de bodem hersteld is van de droogte. De grote hoeveelheid neerslag eind september 2019 had nauwelijks effect en de bodemvocht concentratie steeg maar tot 33%. Het bevloeien van het OWD-perceel bij Kou-S is ook goed zichtbaar met een abrupte stijging van 30% naar 70% bodemvocht. Deze stijging was afwezig in het Controleperceel.





**Figuur 3.14** Daggemiddelden van de lucht- en bodemtemperatuur. De verschillende kleuren geven de bodemtemperaturen aan op een diepte van -5, -10 -20 en -60 cm voor locatie Ald op het OWD-perceel.

De bodemtemperatuur heeft een duidelijk seizoenaal verloop dat vooral gestuurd wordt door de luchttemperatuur. Hierbij is het dag-nacht ritme sturend voor de dagelijkse patronen. De temperatuur in ondiepere bodemlagen reageren sneller op de veranderende buitentemperaturen (5 cm) en diepere lagen reageren langzamer (60 cm). In de zomer kan het verschil tot 5°C oplopen als bodemtemperaturen op -60 cm met die van -10 cm of -5 cm vergeleken worden. De toplaag is in de zomer substantieel warmer wat microbieel afbraak van veen en ander organische materiaal bevordert. In figuur 3.14 is de vertraagde reactie van de diepere lagen goed te zien. In het voorjaar zijn de diepere lager koeler en in het na jaar zijn die diepere lager warmer dan de ondiepere lagen. We hebben geen effect van OWD op bodemtemperatuur in ondiepe bodemlagen (-5 cm tot -20 cm) gevonden (data niet in figuur).
### 3.7 Gewasopbrengst



**Figuur 3.15** Grasopbrengst van de verschillende sneden op de OWD- en controlepercelen van vier boerderijen in 2019. Hierbij is OWD weergegeven met DRN, hoogzomerpeil met HZP en controle met SHD. De gewasopbrengst van bevloeide percelen is niet meegenomen in deze grafiek. 2017-2018 opbrengsten waren hoger (Appendix VII).

De droogte van 2018 en de droge winter heeft duidelijk invloed gehad op de grasopbrengst van 2019. Ook de aanwezigheid van muizen had een invloed op de opbrengst. De invloed van de muizen op de verminderde gewasopbrengst in niet duidelijk. In de eerste snede is de invloed van de droogte van 2018 terug te zien, deze is namelijk 20% lager dan de twee voorgaande jaren (Figuur 3.15). De droogte is ook terug te zien in de lage opbrengst op locatie Ger. Deze locatie had veel last van een verdroogde bodem wat de groei van het gras verminderde, en zorgde voor de intrede van kruiden die beter bestand zijn tegen de droogte (zoals *Capsella bursa-pastoris* en *Stellaria media*). In 2017 en 2018 waren opbrengsten lager tijdens de droge zomers (Appendix VII).



**Figuur 3.16** Grasopbrengst van de verschillende sneden op de OWD/DD- en controlepercelen die bevloeid zijn in de zomer van 2019. Kou-S OWD is na de eerste snede (30 mei 2019) bevloeid, terwijl Kou-B-DD na de tweede snede (26 juli 2019) bevloeid is. 'CTRL' staat voor controle.

Als maatregelen tegen droogteschade en muizen zijn twee drainage percelen bevloeid (Kou-S-OWD en Kou-B-OWD). Hier is een toename in gewasopbrengst zichtbaar ten opzichte van de niet bevloeide percelen (Figuur 3.15). Dit grote verschil was in veel gevallen niet zichtbaar in de GPP metingen (zie figuur 3.17). Alleen in de maand september is er een duidelijk lagere GPP zichtbaar voor het Controleperceel op de locatie Kou-S. De maand augustus heeft voor beide percelen (OWD, controle) een vergelijkbare lichtcurve, terwijl er een groot verschil in opbrengst tussen de twee percelen is waargenomen. Vraat door muizen zou de afname van grashoogte als indicator voor biomassa in beide percelen kunnen verklaren (Figuur 3.18). De afname in grashoogte was sterker in het Controleperceel en komt daarmee overeen met de verschillen in geoogst droge stof van het gewas .



**Figuur 3.17** CO<sub>2</sub> opname tijdens lichtmetingen in relatie met PAR op locatie Kou-S. Zwarte bolletjes (OWD-perceel) en witte bolletjes (Controleperceel 'Schaduw') laten tussen juni en december 2019 een sterke CO<sub>2</sub> opname zien dan het Controleperceel in september 2019 (kruisjes). Dit verschil is mogelijk een gevolg van muizen vraat in het Controleperceel.



Figuur 3.18 Gashoogte (in cm) gedurende het jaar 2019 voor het OWD (drain) en Controleperceel bij Kou-S. Maai momenten zijn weergegeven met zwarte pijlen. Onverwachte afname van de grashoogte in de zomer kan door vraat van muizen verklaard worden.

### 3.9 Onzekerheden jaarbudgetten

Om een indruk te krijgen van de onzekerheid van de Reco en GPP jaarbudgetten, is een brede analyse uitgevoerd waarbij verschillende methoden voor deze berekening zijn gecombineerd. Een uitgebreide beschrijving van de resultaten (en methode) van deze analyse zijn te vinden in appendix IV. De variatie tussen de methoden (uitgedrukt in standaard deviatie) liep uiteen van 5,4 tot 12,6 ton CO<sub>2</sub> per

hectare per jaar voor Reco jaarbudgetten en 4,5 tot 39,4 ton CO2 per hectare per jaar voor GPP jaarbudgetten (Tabel 3.5).

Gap-filling van de 20% hoogste metingen in de campaignwise berekening leidde tot 13% reductie in de R<sub>eco</sub> jaarbudgetten. Het samenvoegen van meetcampagnes tot halfjaar- en jaarmodellen, alsook gap-filling van uitschieters en meetcampagnes met hoog gras leidde niet tot een significant verschil in Reco of GPP jaarbudgetten.

Jaar Locatie Perceel  $R_{eco} t CO_2 ha^{-1} a^{-1}$ GPP t  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> 2017 OWD  $130.9\pm11.6$  $-103.4 \pm 30.1$ Ald

Tabel 3.5 Gemiddelde Reco en GPP budgetten (± SD) per locatie en jaar voor OWD en Controlepercelen. De Reco waarden zijn gebaseerd op alle modellen waarin de berekende jaarbudget kleiner dan 150 was.

		Controle	$139.2 \pm 7.4$	$-75.0 \pm 39.0$	
	Ger	OWD	$128.4 \pm 9.7$	$-76.4 \pm 27.2$	
		Controle	$128.3 \pm 8.6$	$-85.0 \pm 11.7$	
	Kou-G	OWD	$139.6 \pm 7.6$	$-89.5 \pm 15.0$	
		Controle	$134.5 \pm 8.0$	$-96.0 \pm 20.2$	
	Kou -S	OWD	$129.4 \pm 9.6$	$-65.1 \pm 26.7$	
		Controle	$133.2 \pm 6.3$	$-72.7 \pm 39.4$	
2018	Ald	OWD	$101.4 \pm 9.6$	$-67.8 \pm 11.4$	
		Controle	$108.9\pm10.6$	$-64.8 \pm 7.4$	
	Ger	OWD	$120.6 \pm 12.4$	$-74.9 \pm 6.8$	
		Controle	$109.9 \pm 5.4$	$-60.8 \pm 6.3$	
	Kou-G	OWD	$111.0 \pm 11.8$	$-77.1 \pm 8.2$	
		Controle	$93.6 \pm 5.6$	$-65.1 \pm 6.0$	
	Kou -S	OWD	$87.3 \pm 7.0$	$-58.4 \pm 8.3$	
		Controle	$93.6 \pm 9.5$	$-53.5 \pm 4.5$	

## 4. Validatie CO<sub>2</sub> reductie door OWD in een breder perspectief

In hoofdstuk 3 zijn de effecten van onderwaterdrainage op  $CO_2$  emissie op basis van daadwerkelijke  $CO_2$  emissie metingen in veld geanalyseerd. Naast  $CO_2$  emissies is er ook naar de effecten van OWD op N2O en  $CH_4$  emissies gekeken. De data in hoofdstuk 3 lenen zich voor een directe vergelijking op dagbasis, zowel voor broeikasgasemissies als voor waterstanden, bodemvocht en gewasopbrengst. Controle en maatregel zijn op dezelfde manier beheerd en op dezelfde momenten gemeten.

In hoofdstuk 4 gaat de data analyse over grotere tijdspannen en ligt de focus op jaarbudgetten van CO<sub>2</sub> emissies, jaargemiddelde grondwaterstanden en maaiveldbeweging over meerdere jaren. Dit hoger abstractieniveau heeft als nadeel dat een interpolatie van data nodig is (e.g. CO<sub>2</sub> jaarbudgetten op basis van licht- en donkermetingen meer dan 2000 gas flux metingen). Zoals in hoofdstuk 3 beschreven gaat de interpolatie van gas emissie data samen met een onzekerheidsmarge. Daarom wordt in hoofdstuk 4 een sensibiliteit-analyse uitgevoerd om een mogelijk effect van OWD onafhankelijk van mogelijke overschatting en onderschatting van termen van de koolstof balans (e.g. R<sub>eco</sub>, GPP; zie hoofdstuk 2) in beeld te brengen. Verder wordt met behulp van bestaande relaties en modellen getracht het effect van OWD op de CO<sub>2</sub> emissies te schatten. Deze schattingen maken gebruik van de effecten van OWD op grondwaterstanden (zomer, jaargemiddelde), slootpeilen en vegetatie. Als resultaat van deze overkoepelende analyse kan er een gewogen inschatting van de effecten van OWD op CO<sub>2</sub> emissies gegeven worden.

#### 4.1 Weinig effect van OWD op CO<sub>2</sub> emissie (jaarbudgetten)

Door de directe vergelijking van CO<sub>2</sub> emissies (R<sub>eco</sub> en GPP-metingen) hebben we in hoofdstuk 3 geen duidelijk OWD-effect kunnen aantonen. Pas op moment dat waterstanden in percelen met OWD >20 cm hoger waren dan in het Controleperceel duidde zich een daling in Reco aan (Figuur 3.X). De jaarbudgetten geven een soortgelijk beeld. In het zeer droge jaar 2018 zien we een kleine reductie van 3 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. Op het moment dat het OWD-effect over 2 jaar en alle locaties gemiddeld wordt loopt het OWD-effect terug naar 1 ton CO<sub>2</sub> reductie. De eddy covariance metingen in 2019 in Aldeboarn laten ook slechts marginale verschillen tussen het OWD- en controleperceel zien (van den Berg & Kruijt 2020). Marginale reductie effecten in de orde van 1-3 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar vallen binnen de onzekerheden welke verbonden zijn aan gasflux registratie en gap-filling (Schrier-Uijl et al. 2014, Lucas-Moffat et al. 2018, Liu et al. submitted).

Om een indruk te krijgen van de gevoeligheid van de berekening van  $R_{eco}$ , GPP en NEE jaarbudgetten van handmatige kamers<sup>6</sup>, is een gedetailleerde gap-filling analyse uitgevoerd waarbij verschillende interpolatie methodes zijn getest. Naast de veel gebruikte interpolatie methodes voor Reco (Arrhenius vergelijking in Lloyd & Taylor 1994) en voor GPP (Michaelis-Menten vergelijking in Karki et al. 2019) zijn de effecten van alternatieve vergelijking en interpolatie strategieën (e.g. één interpolatie voor het hele meetjaar) onderzocht. Resultaten zijn in detail in het proefschrift van Weier Liu (Rijksuniversiteit Groningen) weer gegeven. Gemiddeld werd er over de methodes en percelen heen tussen de 20 en 65 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (NEE) uitgestoten (Liu et al. submitted). De keuze van interpolatie methode speelde geen rol in de uitkomst van het effect van onderwaterdrainage op de CO<sub>2</sub> emissies. Alle combinaties van interpolatie methoden onderbouwden het uitblijven van een significant OWD-effect evenals de campaign-wise interpolatie

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> uitleg in sectie methode. NEE is de netto CO<sub>2</sub> uitwisseling: CO<sub>2</sub> opname door fotosynthese min ecosysteem respiratie (plant, bodem microben en veenafbraak)

methode (zie Tabel 4.1; Appendix II-III). Het selectieve weglaten van enkele sites maakt ook weinig verschil op de grote van het OWD-effect.

		Reco	-10%	-10%	-10%	-15%	-15%	-15%	-20%	-20%	-20%	5%	10%	15%	0%
		GPP	0%	5%	10%	0%	5%	10%	0%	5%	10%	0%	0%	0%	0%
			NECB												
locatie	perceel	jaar	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ald	OWD	2017	34	30	25	28	23	19	22	17	13	53	59	66	47
Ald	Controle	2017	52	48	44	45	41	37	39	35	31	72	79	86	66
Ger	OWD	2017	25	20	15	19	14	9	12	7	3	44	50	56	37
Ger	Controle	2017	29	24	20	23	18	14	17	12	7	48	54	60	41
Kou-G	OWD	2017	43	38	34	36	32	27	29	25	21	62	69	76	56
Kou-G	Controle	2017	23	18	13	17	12	7	10	5	0	41	47	53	35
Kou-S	OWD	2017	49	45	41	42	38	34	35	32	28	69	76	83	62
Kou-S	Controle	2017	39	35	31	33	29	25	27	22	18	59	65	71	52
Ald	OWD	2018	20	16	12	15	11	8	10	6	3	35	40	44	30
Ald	Controle	2018	28	25	21	23	20	16	18	15	11	44	49	54	38
Ger	OWD	2018	37	33	30	31	27	24	25	21	18	55	61	67	49
Ger	Controle	2018	39	35	32	33	30	27	27	24	21	55	61	67	50
Kou-G	OWD	2018	22	17	13	16	12	8	11	7	2	38	43	49	33
Kou-G	Controle	2018	22	18	14	17	13	9	12	8	4	36	41	46	31
Kou-S	OWD	2018	23	20	17	19	16	13	14	12	9	35	39	43	31
Kou-S	Controle	2018	25	22	19	20	18	15	16	13	10	38	42	46	33
		2017	37	32	28	30	26	21	24	19	15	56	62	69	50
NECB.gem	iddeld	2018	27	23	20	22	18	15	17	13	10	42	47	52	37
		2017-2018	32	28	24	26	22	18	20	16	12	49	55	60	43
		2017	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2	-2
OWD effec	t op NECB	2018	3	3	4	3	3	4	3	4	4	3	2	2	3
		2017-2018	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0

**Tabel 4.1** Kwantificering van het OWD effect op CO<sub>2</sub> emissie met verschillende correcties voor Reco en GPP (uitgebreide tabellen in Appendix III en IV). Kleine verschillen ongeacht overschatting Reco of onderschatting GPP.

\* in ton  $CO_2$  per hectare per jaar

# 4.2 Klein effect van OWD op bodemdaling en onzekerheden aandeel koolstofverliezen (bodemdaling)

Op moment dat het effect van OWD op  $CO_2$  emissies klein is zal het effect op bodemdaling in loop van 10 tot 50 jaar terug moeten lopen. In dit stuk richten we ons op de analyse van maaiveldhoogteverandering over een periode van minimaal 8 jaar.

In proeven met onderwaterdrainage in West-Nederland is er gebruik gemaakt van hoogtemetingen om de effecten van OWD op bodemdaling te bepalen. De werking van OWD op een termijn van 8 tot 10 jaar is over het algemeen zeer beperkt (Tabel 4.2 en 4.3). In de meetwaarde is geen reductie van bodemdaling in de orde van 5 cm per 10 jaar te zien. Onder de aanname dat cumulatieve verschillen in maaivelddaling naar de toekomst geëxtrapoleerd kunnen worden komen hoogteverschillen neer op 0,14 cm tot 0,17 cm per jaar in Vlist en 0,016 tot 0,23 cm per jaar in Zegveld. Onder een tweede aanname dat deze hoogteverschillen volledig het gevolg zijn van oxidatie van veen en ander organisch materiaal ("chemische bodemdaling"), zouden hoogteverschillen op een potentieel emissieverschil<sup>7</sup> van 3,8; 3,2; 6,5; 0,4 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar berekend worden. Qua ordegrootte komen deze gemodelleerde emissiereducties overeen met het berekende effect van OWD op basis van emissieschattingen in Tabel 4.1 (spanbreedte van -2,0 tot +4,0 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar). Desondanks blijft de vertaling van verschillen in maaiveldhoogte naar verandering in koolstofvoorraad speculatief en kent het een behoorlijke onzekerheidsmarge, beginnend met de meetfout van hoogtemetingen (0,2 tot 0,7 cm per jaar).

Tabel 4.2 Hoogtemetingen in proeven met onderwaterdrainage in Vlist. Het cumulatief effect van de maatregel	op
maaiveldhoogtes valt over 8 jaar klein uit.	

Perceel		Vlist_Noord	Vlist_Noord	Vlist_Zuid	Vlist_Zuid
	Eenheid	Controle	OWD	Controle	OWD
Hoogte 2011	m NAP	-1,573	-1,613	-1,577	-1,583
Hoogte 2019	m NAP	-1,618	-1,644	-1,635	-1,630
8-jaar hoogteverschil	cm	4,5	3,1	5,9	4,8
OWD effect cumulatief	cm		1,4		1,1

**Tabel 4.3** Hoogtemetingen in proeven met onderwaterdrainage in Zegveld op twee percelen met verschillende slootpeilen (-55 cm en -25 cm). Het cumulatief effect van de maatregel op maaiveldhoogtes valt over 10 jaar klein uit.

Perceel		ZV_3	ZV_3	ZV_13	ZV_13
	Eenheid	Controle	OWD	Controle	OWD
Hoogte 2004/05	m NAP	-2,618	-2,658	-2,365	-2,304
Hoogte 2014/15	m NAP	-2,669	-2,687	-2,383	-2,321
10-jaar hoogteverschil	cm	5,2	2,8	1,8	1,6
OWD effect cumulatief	cm		2,3		0,2

Hoogtemetingen in Friesland (dit onderzoek) en in Rouveen (Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden) laten vermoeden dat hoogteverschillen grotendeels het gevolg zijn van fysische veranderingen in de bodem als gevolg van hogere zomerwaterstanden, hogere slootpeilen en waterspanning<sup>8</sup>. Onderzoeken in Noorwegen, Duitsland en Zwitserland laten zien dat de conversiefactor van

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> uitgaand van 62 kg koolstof per m<sup>3</sup> bodem en een mineraal stofgehalten <35%

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> vochtgehalten in de onverzadigde zone (oorzaak voor krimp) en vochtspanning in de verzadigde zone (oorzaak voor consolidatie)

maaiveldhoogteverschillen naar verandering in koolstofvoorraad in ruimte en tijd zeer variabel is, ook als er verschillen over decennia onderzocht worden (Eggelsman 1984; Gronlund et al. 2008; Leifeld et al. 2011). Voor Nederland zijn schattingen van koolstofvoorraad alleen voor periodes van honderden jaren goed te onderbouwen (Erkens et al. 2016).

Het lijkt aannemelijk dat de werking van onderwaterdrainage het aandeel fysische bodemdaling verlaagt ten opzichte van chemische bodemdaling (bodemdaling door oxidatie van veen en ander organisch materiaal; zie discussie 5.5). Voor onderwaterdrainage en drukdrainage zijn zelfstandige conversiefactoren nodig gebaseerd op correlatief onderzoek tussen bodemdaling en koolstofvoorraad (e.g. met behulp van CO<sub>2</sub> emissiemetingen) en op correcties voor fysische hoogteverandering van het veen na verdroging en ontwatering (e.g. reversibel/irreversibel krimp en klink).

Evenals de berekening van CO<sub>2</sub> jaarbudgetten op basis van CO<sub>2</sub> fluxmetingen is de vertaalslag van bodemdalingsnelheid naar koolstofverlies (als proxy voor CO<sub>2</sub> emissie) onderhevig aan onzekerheden. De directe vertaling van maaiveldhoogtedaling (bodemdaling) naar CO<sub>2</sub> emissie heeft daarom een aantal correcties of zeer lange termijnen (>25-50 jaar; beter >100 jaar afhankelijk van de snelheid van daling) nodig. In dit onderzoek in Friesland is duidelijk geworden dat het maaiveld in de loop van een meetjaar 8 tot 10 cm kan dalen en weer stijgen. Na een slootpeilverhoging vonden onderzoekers zelfs een stijging van het maaiveld tussen 2017 en 2019, ondanks 2 jaren met hoge CO<sub>2</sub> emissies (Tabel 3.3). Het toepassen van de Peatland Surface Oscillation Coefficient (OSC) maakt het op en neer bewegen van het maaiveld bruikbaar voor correcties. De OSC biedt echter ook de mogelijkheid om verschillende oorzaken van bodemdaling van elkaar te scheiden. Op het moment dat grondwaterstanden zakken volgt het maaiveld deze zakking (bijna) lineair. Deze zakking gebeurt dagelijks, vooral zichtbaar in de zomer. Afhankelijk van hoe sterk het veen veraard en gecompacteerd is bedraagt deze fysische maaivelddaling en -stijging 5% of 10% van de grondwaterstandsfluctuaties in gedraineerd<sup>9</sup> veen (Fritz 2006).

Fysische processen in de bodem, de top 40 cm en diep veen zijn verantwoordelijk voor het directe dalen en stijgen van het maaiveld (krimp, klink/consolidatie). De bulk van de daling welke uit ontwatering (verlaging waterdruk in porie) voortkomt wordt aan krimp toegeschreven (Terzaghi 1943; Ivanov 1980). Het terug zwellen van het veen (en ander organisch materiaal) heeft meer tijd nodig dan het krimpen. Dat is de hoofdoorzaak van hysterese: het veen daalt sneller bij uitdroging dan dat het veen weer zwelt (bodemstijging) bij stijgende grondwaterstanden en/of hogere vochtgehalten. Een deel van de fysische verandering van het veen is irreversibel. Het veen wordt op den duur compacter (Gronlund et al. 2008; Kluge et al. 2008).

In Friesland hebben we in dit onderzoek waterstandsfluctuaties van 80 cm gevonden en in de droge zomers van 2018 en 2019 zelfs tot 120 cm onder maaiveld. Bij een gemiddelde OSC van 0,07 cm per cm (Tabel 3.4) komen zulke grondwaterstandsfluctuaties neer op maaivelddaling van 5,6 cm tot 8,4 cm in slechts één groeiseizoen. Hoogtemetingen aan vaste referentiepunten vielen binnen dit bereik van 5 cm tot 10 cm voor ieder referentiepunt. Na aanleg van onderwaterdrainage schommelt het maaiveld minder op en neer. Hoofdoorzaak zijn de gedempte waterstandsfluctuaties in de zomer welke 10-20 cm hogere waterstanden en in sommige gevallen zelf 40-70 cm hogere waterstanden laten vermoeden. Het fysische vermogen om een daling van grondwaterstanden te volgen (OSC, Tabel 3.4.) leek in 2018 en 2019 even hoog. Op basis van gelijke OSC en verschillende grondwaterstanden concluderen we dat onderwaterdrainage tot fysische verschillen in dichtheid van het veen (minder dicht) kan leiden wat zich naar verschillende maaiveldhoogtefluctuaties laat vertalen.

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> In intact veen worden 30-50% van grondwaterstandsfluctuaties door het meebewegende maaiveld mitigeert. Dat heeft dan vervolgens weer directe gevolgen voor het optreden van zeer diepe (droogte) en zeer hoge grondwaterstanden (overstroming).

Een direct verband tussen grondwaterstand en maaiveldhoogte heeft consequenties voor het monitoren van maaiveldhoogtes en welke conclusies aan hoogteverschillen verbonden kunnen worden. In het voorjaar lopen grondwaterstandsfluctuaties op tot 40 cm afhankelijk van percelen of tijdstip van de metingen. Bij een OSC van 0,07 volgt uit deze variatie in grondwaterstanden een verschil in maaiveldhoogte tot 2,8 cm (oftewel 70 ton CO<sub>2</sub> per hectare) zonder enkele betrekking tot CO<sub>2</sub> of koolstofvoorraad op die schaal (ruimte en tijd). Ruimtelijke waarnemingen van maaiveldhoogte (raaien, netwerken, puntenwolk, satelliet) staan voor de uitdaging om idealiter ook grondwaterstandscorrecties op dezelfde ruimtelijke schaal toe te passen. Gezien de onzekerheden van fysische maaivelddaling (~2-3 cm fluctuatie in het voorjaar Figuren 3.9-3.11; 5-10 cm per groeiseizoen) kunnen uit de cumulatieve verschillen van bodemdaling in Vlist en Zegeveld (Tabel 4.2 -4.3, sectie 5.5) geen zekere effecten van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissies afgeleid worden.

# 4.3 CO<sub>2</sub> emissiereductie potentieel van onderwaterdrainage op basis van indicatoren en modelberekeningen

Uit de analyse in 4.1 en 4.2 kunnen we voorlopig concluderen dat het OWD<sup>10</sup> effect op CO<sub>2</sub> emissies nagenoeg nihil is. Voor een aanvullende toets hebben we de hydrologische effecten van OWD op CO<sub>2</sub> emissies doormiddel van verschillende modellen en vergelijking met lineaire indicatoren berekend.

In de literatuur worden verschillende indicatoren gepresenteerd om CO<sub>2</sub> emissies en mogelijke reductie van CO<sub>2</sub> emissie te schatten. Alle indicatoren en achterliggende modellen en aannames zijn slechts een benadering die vaak maar in een beperkte context (e.g. type vegetatie, type veen, klimaat) geldig zijn. In deze rapportage gebruiken we de indicatoren voornamelijk om de orde van een mogelijke emissiereductie in perspectief te plaatsen. Verder helpt een vergelijking op basis van emissie-indicatoren het verschil tussen controle- en OWD-percelen onafhankelijk van de interpolaties t.b.v. jaarbudgetten te kwantificeren. In de literatuur wordt naar een (over het algemeen) lineaire relatie tussen CO<sub>2</sub> en jaargemiddelde grondwaterstanden<sup>11</sup> (gGW) verwezen (Couwenberg 2011, Jurasinski 2016). Een daling van 10 cm in gemiddelde grondwaterstanden zal tot een emissieverhoging van 4,5 tot 5,7 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar<sup>12</sup> kunnen leiden (Fritz et al. 2017, Tiemeyer et al. 2020, Evans et al. 2021). Deze relatie wordt vaak voor grotere gebieden en over meerdere jaren heen toegepast om ervoor te zorgen dat vegetatie en jaargemiddelde grondwaterstanden in evenwicht zijn (Günther et al. 2018).

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> meest gekozen vorm van onderwaterdrainage: aanleg 60-70 cm onder maaiveld; 4-6 m drain afstand; slootpeil 30-60 cm onder maaiveld

<sup>&</sup>lt;sup>11</sup> Met de gemiddelde grondwaterstand veranderen ook intensiteit landgebruik en vegetatie. Akkerbouw bijvoorbeeld is bij een jaargemiddelde grondwaterstand van -30 cm nauwelijks mogelijk en in graslanden nemen bij jaargemiddelde grondwaterstanden van -15 cm het aantal makkelijk verteerbare voederplanten af terwijl de productiviteit van veenvormende planten toeneemt.

<sup>&</sup>lt;sup>12</sup> Vijf ton lijkt een grove en tegelijkertijd robuuste vertrekpunt. Data in Tiemeyer et al. 2020 laten relatief lage emissies op moerige gronden met diepe ontwatering zien (de curve vlakt af). Een lineair verband door de emissie data suggereert een emissie verhoging van 5,7 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar per 10 cm. Fritz et al. (2017) vind een stijging van 4,5 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar per 10 cm op moment dat de analyse op studies in IPCC (2014) uit Nederland beperkt wordt.

			Dikte deklaag	Cleatra il (m)	gemiddeld GW	OWD effect op	CO <sub>2</sub> effect
Jaar	Locatie	Behandeling	(cm)	Slootpell (m)	(cm)	GW (cm)	(ton $CO_2$ ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
2017	Ald	Controle	34	0,68	43		
2017	Ald	OWD	40	0,50	40	-3	1,4
2017	Ger	Controle	10	0,64	47		
2017	Ger	OWD	10	0,65	53	6	-2,7
2017	Kou-G	Controle	35	0,44	35		
2017	Kou-G	OWD	35	0,44	34	-1	0,5
2017	Kou-S	Controle	30	1,00	31		
2017	Kou-S	OWD	30	0,48	32	1	-0,5
2018	Ald	Controle	34	0,66	51		
2018	Ald	OWD	40	0,46	41	-10	4,5
2018	Ger	Controle	10	0,65	67		
2018	Ger	OWD	10	0,68	61	-6	2,7
2018	Kou-G	Controle	35	0,38	51		
2018	Kou-G	OWD	35	0,38	45	-6	2,7
2018	Kou-S	Controle	30	0,99	59		
2018	Kou-S	OWD	30	0,44	45	-14	6,3
2019	Ald	Controle	34	0,64	42		
2019	Ald	OWD	40	0,38	28	-14	6,3
2019	Ger	Controle	10	0,61	67		
2019	Ger	OWD	10	0,66	57	-10	4,5
2019	Kou-G	Controle	35	0,39	37		
2019	Kou-G	OWD	35	0,39	41	4	-1,8
2019	Kou-S	Controle	30	0,97	47		
2019	Kou-S	OWD	30	0,35	NA	NA*	NA*

**Tabel 4.4** Overzicht van het OWD-effect op jaargemiddelde grondwaterstanden (gGW) en de voorspelde CO<sub>2</sub> emissiereductie op basis van een lineair relatie tussen gGW en CO<sub>2</sub> emissie (cf. Fritz et al. 2017). Een negatief CO<sub>2</sub> effect betekent een netto emissiereductie door de maatregel.

\*In 2019 combinatie van bevloeiing en OWD. Slootpeil tot aan maaiveld i.v.m. bevloeien.

In de periode 2017-2019 is het netto-effect van OWD op jaargemiddelde grondwaterstanden met 4,8 cm verhoging matig (4,1 cm 2017-2018). Uitgaande van een emissiereductiepotentieel van 4,5 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar voor ieder 10 cm grondwaterstandsverhoging<sup>13</sup> staat de verhoging gelijk aan lagere emissies van -2,2<sup>14</sup> ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. De bedrijven in Aldeboarn en Gersloot vormen in 2018 en 2019 het leeuwendeel van deze berekende reductie (Tabel 4.5). In 2018 laten de jaarbudgetinterpolaties een even lage reductie van -3 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar zien (Tabel 4.1).

<sup>13</sup> inclusief toename veenvormende gewassen/vegetatie en minder bemesting/grondbewerking

<sup>&</sup>lt;sup>14</sup> voorspeelde effect van -1,9 ton CO2 per hectare per jaar in 2017-2018

Periode	Locatie	Behandeling	Dikte deklaag (cm)	Slootpeil* (m)	12,5% laagste GW*-LG (cm)	OWD effect op LG (cm)	$CO_2$ reductie (ton $CO_2$ ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
2017-2019	Ald	Controle	34	0,66	-79		
2017-2019	Ald	OWD	40	0,45	-56	22	11,7
2017-2019	Ger	Controle	10	0,63	-101		
2017-2019	Ger	OWD	10	0,66	-77	24	12,6
2017-2019	Kou-G	Controle	35	0,40	-84		
2017-2019	Kou-G	OWD	35	0,40	-74	10	5,2
2017-2019	Kou-S	Controle	30	0,99	-86		
2017-2019	Kou-S	OWD	30	0,42	-70	17	8,8

**Tabel 4.5** Voorspelling van emissiereductie op basis van laagste grondwaterstanden (GLG3) en landelijk GLG model \*gemiddeld over de periode 2017-2019

Door een verhoging van slootpeilen in combinatie met drainage-/infiltratiebuizen (zie Weideveld et al. 2021) zakken grondwaterstanden minder diep uit in de zomer. In de jaren 2017-2019 waren de laagste grondwaterstanden 10-24 cm hoger (Tabel 3.1; Tabel 4.5). Op basis van modellen zie formule in figuur A8.2 (c.f. Kuikmann et al. 2005; van den Akker et al. 2018) wordt een emissiereductie van  $5,25^{15}$  ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar voor iedere 10 cm hogere GLG voorspeld. Over de gehele periode en alle percelen wordt voor het OWD-effect een reductie van 10 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar voorspeld. Deze hoge gemodelleerde reductie staat in contrast met de daadwerkelijke emissiemetingen. In sectie 3.2.2 is beschreven dat er slechts een klein effect van onderwaterdrainage op de potentiële uitstoot van CO<sub>2</sub> (R<sub>eco</sub>) in de zomermaanden met duidelijk verhoogde grondwaterstanden (>20 cm verhoging) gevonden is (Figuur 3.5). Nadere analyse liet zien dat deze periodes kort waren (slechts enkele dagen/weken) en afgewisseld werden met periodes waar het drainage-effect domineerde (Weideveld et al. 2021). De werking van extra drainage leidde tot lagere grondwaterstanden en daarmee potentieel tot hogere CO<sub>2</sub> emissies, vooral in voor- en najaar.

Het landelijke GLG model heeft een aantal beperkingen voor het betrouwbaar berekenen van het  $CO_2$  reductiepotentieel van hydrologische maatregelen. De onderliggende verbanden van het model zijn grotendeels gerelateerd aan mechanische bodemdaling (zie 4.2 en hoofdstuk 5). Een eenvoudige interpretatie van het model is dat de laagste grondwaterstanden over een periode van 8-10 jaar het grootste effect op krimp, klink en consolidatie hebben. Een uitzonderlijk droog jaar leidt meestal tot een substantiële verschuiving van reversibel bodemdaling/-stijging naar irreversibel bodemdaling (Figuur 3.9 tot 3.11, tabel 3.4). De relatie van het GLG model voor puur veen is slechts op 4 metingen/locaties gebaseerd. Meestal wordt niet aangeven hoeveel van deze metingen/datapunten op de locatie Zegveld zijn verricht en in welke periode (zie ook versnelde opwarming sinds de 1990er jaren). Voor metingen op klei-op-veen is er echter geen relatie tussen bodemdaling en GLG onderzocht voor GLG hoger dan – 70 cm en slechts 1 meting/locatie met een GLG lager dan – 70 cm. Een lineair verband tussen GLG en maaivelddaling verklaart slechts 46% van de variatie in maaivelddaling. Op het moment dat de meting met de laagste GLG (-94 cm) buiten beschouwing gelaten wordt, is er geen significante relatie tussen GLG en maaivelddaling<sup>16</sup>.

<sup>&</sup>lt;sup>15</sup> afhankelijk van koolstofdichtheid (i.e. 5,25 ton CO<sub>2</sub> bij 62 kg C m<sup>-3</sup> in polder Zegveld en 6,12 ton CO<sub>2</sub> bij 72 kg C m<sup>-3</sup> in Friese polders) <sup>16</sup> zonder de lagste meting verklaart de variatie in GLG nog slechts 28% van de variatie in maaivelddaling en is de stijging van de GLGmaaivelddaling curve gelijk aan 0 (d.w.z. P-waarde >0,05).

Periode	Locatie	Behandeling	Dikte deklaag (cm)	Slootpeil* (m)	gemiddeld GW* (cm)	Effect op slootpeil (m)	$CO_2$ reductie (ton $CO_2$ ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
2017-2019	Ald	Controle	34	0,66	45		
2017-2019	Ald	OWD	40	0,45	36	-0,21	7,5
2017-2019	Ger	Controle	10	0,63	60		
2017-2019	Ger	OWD	10	0,66	57	0,03	-1,0
2017-2019	Kou-G	Controle	35	0,40	41		
2017-2019	Kou-G	OWD	35	0,40	40	0,00	0,0
2017-2019	Kou-S	Controle	30	0,99	46		
2017-2019	Kou-S	OWD	30	0,42	39	-0,56	19,7

**Tabel 4.6** Emissiereductievoorspelling op basis van drooglegging en het landelijk emissie-proxy model (e.g. National Inventory Reporting van organische bodems<sup>17</sup>)

\*gemiddeld over de periode 2017-2019

Reductieschattingen die gebaseerd zijn op verhoogde slootpeilen suggereren een forse verlaging van CO<sub>2</sub> emissies in 2 van de 4 percelen met onderwaterdrainage. Gemiddeld over alle percelen voorspelt het 'bodemdaling-drooglegging model' (Arets et al. 2020) 7 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar bij een slootpeilverhoging van circa 0,2 m. Wat opvalt is dat op het bedrijf Kou-S een zeer grote emissiereductie van circa 20 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar voorspeld wordt, terwijl CO2 fluxen en waterstandsfluctuaties nauwelijks verschillen lieten zien tussen controle- en OWD-perceel (Figuur 3.8X). De overschatting van de effecten van slootpeilverhoging zou nog verder toenemen op moment dat het mogelijk slootpeileffect (Tabel 4.X boven) gestapeld wordt met een mogelijk onderwaterdrainage-effect (e.g. 50% reductie). In dat geval voorspelt het model een emissiereductie van 12 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. Dat zou een CO<sub>2</sub> emissiereductie van 70% suggereren. Werkelijkheid en model komen niet overeen.

Naast hydrologische proxy's (grondwaterstanden en drooglegging/intensiteit drainagewerking) wordt vegetatie als indicator voor hoge of lage emissies in veengebieden gebruikt (Beetz et al. 2013, Poyda et al. 2016, Liu et al. 2020). In het kort, hoge emissies worden geassocieerd met voedergewassen (raaigras, klaver) of akkerbouw gewassen (mais, aardappelen, granen), middelhoge emissies met soorten van natte graslanden (geknikte vossenstaart, pitrus) en lage emissies met soorten van een lage tot zeer lage voederwaarde (blauwe zegge, riet). In uitgebreid onderzoek in Duitsland is er zelfs een relatie tussen hoge CO<sub>2</sub> emissies en hoge productiviteit gevonden (Poyda et al. 2016, Tiemeyer et al. 2016) waarbij bemesting en ophoping van nutriënten per liter bodem een sturende rol zouden kunnen spelen (Säurich et al. 2019, Tiemeyer et al. 2020).

<sup>&</sup>lt;sup>17</sup> Arets et al. 2020

Periode	Locatie	Behandeling	Top 30 cm	Voedergewas	Bemesting	Potentieel emissie voedergewas	Effect op emissie reductie via vegetatie
2017-2019	Ald	Controle	klei/veen	Engels raaigras	biologisch	hoog	
2017-2019	Ald	OWD	klei/veen	Engels raaigras	biologisch	hoog	geen/klein
2017-2019	Ger	Controle	veen	Engels raaigras	hoog	hoog	
2017-2019	Ger	OWD	veen	Engels raaigras	hoog	hoog	geen
2017-2019	Kou-G	Controle	klei/veen	Engels raaigras	hoog	hoog	
2017-2019	Kou-G	OWD	klei/veen	Engels raaigras	hoog	hoog	geen
2017-2019	Kou-S	Controle	klei/veen	Engels raaigras	hoog	hoog	
2017-2019	Kou-S	OWD	klei/veen	Engels raaigras	hoog	hoog	geen

Tabel 4.7 Effect van OWD op vegetatie in Friesland. Geen emissiereductie als vegetatie gelijk blijft.

In het onderwaterdrainage-onderzoek in Friesland heeft echter geen verandering in vegetatie plaatsgevonden (Tabel 4.7, Appendix I). Dat was uiteraard de intentie van de proeven om met extra drainagebuizen en deels hogere slootpeilen het verloop van de waterstanden te veranderen zonder de samenstelling of opbrengst van de graszode (i.e. voornamelijk Engels raaigras) te verslechteren. Op basis van de vegetatie is geen emissiereductie te verwachten (Tabel 4.7). Dit komt overeen met eerder onderzoek in Nederland wat in graslanden met een hoge productiviteit (gangbare landbouw of lagere bemesting met opbrengsten van 10 ton droge stof) hoge emissies laat zien ondanks hogere grondwaterstanden gedurende de zomer (Dirks et al. 2000, Schrier-Uijl et al. 2014). Vegetatie als proxy voor de werking van onderwaterdrainage lijkt overeen te komen met onderzoek en CO<sub>2</sub> metingen in de Friese veenweiden.

Samenvattend kunnen we concluderen dat veel gebruikte CO<sub>2</sub> emissie modellen en proxy's de werking van OWD zeer verschillend beoordelen en voorspellen. Verschillen kunnen oplopen tot 10 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (Figuur 4.8). Waar het GLG model opvalt met een structurele overschatting, laat het model gebaseerd op drooglegging een zeer hoge spreiding over alle locaties heen zien (Tabel 4.7, figuur 4.1). Op het bedrijf Kou-S wordt er een reductie van 19 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar voorspeld terwijl CO<sub>2</sub> emissie metingen en grondwaterstanden weinig verschillen tussen controle en maatregel lieten zien (Tabel 4.1; figuur 3.4) **Figuur 4.1** Overzicht van de berekende CO<sub>2</sub> emissie reductie in OWD-percelen ten opzichte van bijhorende Controlepercelen op 4 agrarische bedrijven in Friesland. Gemiddelde en standaarddeviatie (n=4). Als model/proxy zijn jaargemiddelde grondwaterstanden (gGW); 12,5% laagste grondwaterstanden (GLG3); gemeten slootpeilen (drooglegging) en verandering in vegetatie over de periode 2017-2019 als invoer gebruikt.



Het gemodelleerde effect van OWD op CO<sub>2</sub> emissies komt het beste overeen met fluxdata in het geval dat gemiddelde grondwaterstanden als input gekozen worden (Figuur 3.5 dag tot dag vergelijking; jaarbudgetten na interpolaties in tabel 4.1). Een klein OWD-effect op CO<sub>2</sub> emissies in zeer droge jaren zijn zowel in de fluxdata als ook in modellen met jaargemiddelde grondwaterstanden terug te vinden. Schattingen op basis GLG en drooglegging zijn onbetrouwbaar. Deze benaderingen leiden tot een substantiële overschatting van de potentiële CO<sub>2</sub> reductie door onderwaterdrainage en/of hogere grondwaterstanden in de zomer. Geen van de benaderingen houdt rekening met biogeochemische eigenschappen van het veen en de wisselwerking tussen gewasproductiviteit en bodem(vocht).

Voor betrouwbare schattingen van CO<sub>2</sub> reductie door hydrologische maatregelen bevelen we het meest robuuste model aan: in dit geval het model gebaseerd op gemiddelde grondwaterstanden met vegetatie ontwikkeling en chemische bodemdaling<sup>18</sup> als backstopper over meerdere jaren.

<sup>&</sup>lt;sup>18</sup> Chemische bodemdaling is het aandeel bodemdaling door de irreversibele oxidatie en verlies van organisch stof (o.a. veen)

# 5 Discussie – De effecten van onderwaterdrainage op broeikasgasemissies en omgevingsvariabelen in veen

# 5.1 Algemeen meetjaren 2017-2019 – kort overzicht weer, waterstanden, bodemdaling en fluxen

De metingen van broeikasgasemissies (2016–2018) in de Friese veenpercelen met en zonder onderwaterdrainage en met en zonder (klei-veen) deklaag geven een duidelijk beeld: 80-90% van alle emissies zijn in de vorm van CO<sub>2</sub>. Gemiddeld stoot een ontwaterd veenperceel 26-43 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar uit (spreiding afhankelijk van gap-filling methode en jaar). Lachgas (N<sub>2</sub>O) draagt gemiddeld over alle percelen nog een extra 4 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar bij. De netto koolstofemissie is een gevolg van R<sub>eco</sub> jaarsommen die hoger zijn dan GPP en een netto koolstofexport (meer afvoer van koolstof via het gewas dan toevoer via organische mest en bekalking) op de percelen (Tabel A2.1). R<sub>eco</sub> volgt bodemtemperatuur en grasgroei. In het voorjaar 2017 en 2018 zijn enkele zeer hoge R<sub>eco</sub> daggemiddelden gemeten. Tijdens de droogte daalde R<sub>eco</sub> juist vanwege het watertekort wat microbiële afbraak remde (Glatzel et al. 2006; Säurich et al. 2019). GPP was nauw gecorreleerd aan gewasopbrengst (Weideveld et al. in press).

De meetjaren 2017, 2018 en 2019 werden gekenmerkt door uitzonderlijk hoge temperaturen en een gebrek aan neerslag in het voorjaar van 2017 en in het voorjaar en de zomer in 2018 en 2019. Het neerslagtekort was in 2017 170 mm, in 2018 317 mm en in 2019 240 mm, waarbij 2018 een meteorologische uitschieter was die in 40 jaar daarvoor niet was gemeten. In 2019 bleven de regionale grondwaterstanden laag als gevolg van de droogte in 2018, lage neerslagsom in de winter 2018/2019 en het neerslagtekort voorjaar 2019. Hierdoor waren in 2018 en 2019 de omstandigheden ideaal om de effecten van infiltratie via onderwaterdrainage op water- en koolstofhuishouding in veengebieden in kaart te brengen.

De zomergrondwaterstanden in de controlepercelen waren in 2019 hoger dan in 2018, met de grootste verschillen op percelen in de polder Koufurderrige (tot 30 cm verhoging bij de laagste 12,5% grondwaterstanden). Vergelijkbaar met het droge jaar 2018 waren de hydrologische effecten van onderwaterdrainage beperkt tot een tijdelijke verhoging van de laagste grondwaterstanden met gemiddeld 19 cm. Deze verhoging van grondwaterstanden vindt plaats in diepe lagen van het veenprofiel (60-120 cm onder maaiveld).

Ondanks het effect van OWD op de grondwaterstand zijn er weinig verschillen in de totale  $CO_2$ uitstoot gevonden tussen OWD- en controlepercelen. De totale  $CO_2$  emissies waren over het algemeen zeer hoog in de jaren 2017 en 2018 (gemiddeld 26-43 t  $CO_2$  per hectare per jaar; zie Tabel 4.1 Weideveld et al. 2021). Voor het jaar 2019 kon door de verminderde meetfrequentie geen jaarbudget worden gemaakt, maar is de gemeten ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ ) vergeleken tussen OWD- en controlepercelen.  $R_{eco}$  is een combinatie van de  $CO_2$  uitstoot uit veen, graszode en gras en wordt gemeten in donkere omstandigheden. Wanneer de grasproductie op beide percelen gelijk is (gemeten door  $CO_2$  opname in lichtomstandigheden, GPP, en door grasopbrengst), kan er aangenomen worden dat verschillen in  $R_{eco}$  worden veroorzaakt door verschil in veenoxidatie.  $R_{eco}$  en GPP laten een seizoenaal patroon zien met hoogste emissies in de maanden mei t/m augustus met bodemtemperatuur als belangrijkste factor. In alle meetjaren zijn er slechts kleine verschillen in  $R_{eco}$ , GPP en grasopbrengst gevonden tussen OWD- en controlepercelen. OWD liet een verlaging van  $CO_2$  uitstoot in het donker (i.e.  $R_{eco}$ ) van 4-12% zien op momenten dat waterstanden 20 cm of hoger waren in vergelijking met controlepercelen, wat totaal ongeveer in 20% van het jaar voorkomt. Deze verlaging werd gecompenseerd door de periodes waarin onderwaterdrainage percelen gedomineerd werd door drainage waarbij de grondwaterstand lager lag dan in het controleperceel.

Door bevloeiing in de zomer en najaar 2019 werden grondwaterstanden en vochtgehalten op twee percelen duidelijk verhoogd in vergelijking met de controlepercelen. Bevloeiing liet ook effecten op de  $R_{eco}$ , GPP en opbrengsten zien. In oktober waren  $R_{eco}$ emissies substantieel lager bij Kou-B, waar bevloeiing zorgde voor waterstanden tot slechts 5 cm onder maaiveld, terwijl op basis van bodemtemperatuur en graslengte een duidelijk hogere emissie verwacht werd (Figuur 3.4).

### 5.2 Meerwaarde van directe vergelijking ter bepaling van OWD-effect

In de resultaten over de effectiviteit zijn voornamelijke directe  $R_{eco}$  metingen met elkaar vergeleken. Deze metingen zijn een momentopname in de tijd, waarbij de meting de totale respiratie van vegetatie, bodem- en veenoxidatie is. In de directe vergelijking wordt ervan uitgegaan dat de plant- en wortelrespiratie hetzelfde is in het OWD- en controleperceel, dus dat verschillen in  $R_{eco}$  voornamelijk veroorzaakt worden door een verschil in veenoxidatie. Deze aanname kan gedaan worden aangezien het OWD- en controleperceel op dezelfde dag gemeten zijn, waardoor weersomstandigheden gelijk waren. Daarbij worden de meetplots op dezelfde manier en op hetzelfde moment beheerd wat betreft maaien en bemesten. Dat betekent dat alle omstandigheden gelijk zijn in beide plots, behalve de grondwaterstand en de effecten daarvan. Het enige wat de vergelijking in de weg kan zitten is als OWD een effect heeft op de gewasgroei, waardoor de plantrespiratie anders is. Er zijn verschillen in de opbrengst tussen percelen op verschillende locaties in de verschillende jaren, maar er is geen duidelijke trend in een verlaging of verhoging in de opbrengst door OWD. Hierdoor kan over het algemeen het effect van OWD op de veenafbraak in de  $R_{eco}$  in de loop van het seizoen geanalyseerd worden.

De jaarbudgetten, waarbij het effect van plantrespiratie verdwijnt, zijn ook met elkaar vergeleken, alleen zit daar een grote onzekerheid in door de interpolatie tussen meetcampagnes (Appendix IV). Een structurele over- of onderschatting van termen in de jaarbalans ( $R_{eco}$ , GPP) heeft geen invloed gehad op de verschillen tussen OWD- en controleperceel (Tabel 4.1). Jaarbudgetten en directe vergelijking geven hetzelfde beeld.

### 5.3 Jaarbudgetten en emissiefactoren voor gedraineerde veenweiden

#### 5.3.1. Hoogte CO<sub>2</sub> jaarbudget

De CO<sub>2</sub> emissies in de Friese veenweiden zijn over het algemeen hoog. Op basis van CO<sub>2</sub> metingen met manuele kamers wordt met hulp van gap-filling technieken 43 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar berekend. Dit valt in het spectrum van productieve graslanden op gedraineerd veen (Tiemeyer et al. 2020). Tegelijk ligt de meest recente schatting van de emissiefactor voor de combinatie van natuurgraslanden en productiegraslanden lager, namelijk 29,4 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. In een eerdere analyse argumenteren Tiemeyer en collega's (2016) dat graslanden met hoge nutriëntgehalten (met name stikstof) en een hoge gewasopbrengst duidelijk hogere emissies laten zien dan graslanden met een duidelijk lagere gewasopbrengst en met een gebrek aan goed verteerbare (smakelijke) grassoorten. Eerdere studies bevestigen deze samenhang tussen productiviteit en emissiehoogte (Beetz et al. 2013; Poyda et al. 2016). De hoge productiviteit van de Friese graslanden zou een verklaring kunnen zijn voor de ruim 25% hogere CO<sub>2</sub> emissies vergeleken met de meest recente emissiefactor voor een breed scala aan graslanden op gedraineerd veen. Gemiddeld 1 cm bodemdaling per jaar over de laatste 50 jaar (Wetterskip Friesland unpubl. data) kan worden omgerekend naar een gemiddelde  $CO_2$  emissie van 26,3 ton  $CO_2$  per hectare per jaar, op basis van de bodemsamenstelling in Fries veen (een koolstofdichtheid van 72 g per liter bodem). In de periode 2017 tot 2020 daalde het maaiveld echter met 1,45 cm per jaar over alle locaties. Met de hypothese dat het geheel van de gemeten daling toe te schrijven is aan chemische bodemdaling (afbraak van veen en ander organisch materiaal) zou er een gemiddelde emissie van 38,2 ton  $CO_2$  per hectare per jaar te verwachten zijn. Het aandeel mechanische bodemdaling is echter naar verwachting duidelijk groter dan 0 gezien de buitengewoon lage grondwaterstanden in 2018 (Gronlund et al. 2008; Leifeld et al. 2011).

De kamermethode om CO<sub>2</sub> jaarbudgetten te schatten wordt vaak toegepast (e.g. IPCC 2014; Tiemeyer et al. 2020; GMC emissie database) maar kent veel onzekerheden (Gronlund et al. 2008; Poyda et al. 2017; Moffat et al. 2018). Op basis van de in Friesland verzamelde data hebben Liu en collega's (submitted) de invloed van verschillende gap-filling strategieën onderzocht. Het campaign-wise gap-filling wat in deze rapportage gebruikt is, interpoleert voor 2017-2018 de laagste emissies vergeleken met drie andere strategieën (jaarmodel, jaarmodel met parameters en seizoensmodel met droogte index). De variatie van NEE (net ecosystem exchange, zie methoden) loopt echter op tot 34% afhankelijk van welke gap-filling strategie gekozen wordt. Terwijl Gronlund et al. 2008 een onderschatting vindt van koolstofverliezen op basis van CO<sub>2</sub> kamermetingen zijn er aanwijzingen dat CO<sub>2</sub> jaarbudgetten overschat worden (zie vergelijking met automatische kamers Nouta et al. 2020 en eddy covariance van den Berg & Kruijt 2020).

#### 5.3.2. Hoogte CH<sub>4</sub>- en N<sub>2</sub>O-emissies CO<sub>2</sub> jaarbudget

De hoogte van de gemeten  $CH_4$ - en  $N_2O$ -fluxen zijn substantieel lager dan de  $CO_2$  fluxen, de bijdrage aan de totale broeikasgasbalans is hierdoor verwaarloosbaar voor  $CH_4$  (land emissies) en klein voor  $N_2O$ . Bij een directe vergelijking van de gemeten fluxen, is er geen effect van OWD gedetecteerd op  $CH_4$ -, noch op  $N_2O$ -emissies. De  $CH_4$  bevindingen van dit experiment komen overeen met het algemeen aanvaarde idee dat intensief gedraineerde veengebieden een lage  $CH_4$  uitstoot hebben (Couwenberg et al., 2011; Couwenberg and Fritz, 2012; Tiemeyer et al., 2016;). Afhankelijk van diepte grondwaterstanden functioneren gedraineerde venen zelfs als een kleine  $CH_4$  sink. De sloten stoten wel grote hoeveelheden  $CH_4$  (en  $CO_2$  uit). Metingen in sloten in 2017 en 2018 lieten slootemissies van methaan van 1,4 ton  $CO_2$ -e per hectare veen<sup>19</sup> per jaar per zien (Kosten et al. 2018; van den Berg et al. 2018).

In de huidige studie was de gemeten N<sub>2</sub>O-emissie gemiddeld 12 kg N<sub>2</sub>O per hectare per jaar deze waarde valt binnen de bandbreedte van de jaarlijkse N<sub>2</sub>O-emissies uit ontwaterde veengebieden in Noord-Europa (4-18 kg N<sub>2</sub>O per hectare per jaar) (Kandel et al., 2018;Leahy et al., 2004;Maljanen et al., 2010). De mechanismen van N<sub>2</sub>O-productie en -consumptie in organische bodems zijn echter complex en er is een hoge temporele en ruimtelijke variabiliteit, sterk beïnvloed door de lokale omstandigheden en agrarisch landgebruik (Leppelt et al., 2014;Taghizadeh-Toosi et al., 2019). Factoren als bemesting, temperatuur en grondwaterstandfluctuaties spelen een grote rol in de totale N<sub>2</sub>O-emissie (Regina et al., 1999;Van Beek et al., 2011). Periodes met vorst en dooi zijn goed bestudeerde hotspot momenten voor N<sub>2</sub>O-emissies (Koponen and Martikainen, 2004). Door het lage meetinterval in de winterperiodes, is er een grote kans op onderschattingen van de N<sub>2</sub>O-emissies.

<sup>&</sup>lt;sup>19</sup> Slootemissies zijn per hectare sloot duidelijk groter. Emissies zijn omgerekend afhankelijk van het aandeel sloot aan het perceel oppervlakte. Dit aandeel was gemiddeld 4,6 %.

Kortom, door de beperkte resolutie in de tijd zijn er onvoldoende gegevens om algemene conclusies te trekken over de invloed van OWD op N<sub>2</sub>O-emissies.

#### 5.3.3. Emissiefactoren voor gedraineerd veen onder landbouwkundig gebruik in Friesland

Voor een conservatieve schatting van  $CO_2$  emissiefactor is een voorlopige correctie op  $R_{eco}$ interpolaties van toepassing (verlaging van  $R_{eco}$  over alle  $R_{eco}$  jaarsommen). Ervan uitgaande dat de  $R_{eco}$  jaarbudgetten met 15% overschat worden, zullen  $CO_2$  jaarbudgetten 30 ton lager uitvallen in 2017 en 22 ton in 2018. Er is voor 15% gekozen omdat de  $CO_2$  fluxmetingen in de zomer van 2017 en het voorjaar van 2018 buitengewoon vaak bij lang gras hebben plaatsgevonden, wat niet representatief is voor het hele groeiseizoen. Kort na de oogst hebben geen metingen plaatsgevonden. Deze correctie van  $R_{eco}$  wordt door nader onderzoek binnen het NOBV project in detail uitgewerkt met behulp van directe vergelijking van dag- en nachtfluxen en modellen die autotrofe respiratie benaderen (d.w.z. het aandeel  $R_{eco}$  wat direct voortkomt uit fotosynthesewerking van het gewas).

Bij een correctie met 15% zijn de kamermetingen van Aldeboarn in 2018 in overeenstemming met eddy covariance metingen in 2019 (gemiddelde van 19 ton CO<sub>2</sub> voor beide percelen). Voor alle percelen en jaren komt de gemiddelde CO<sub>2</sub> emissie met correctie uit op 26 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. Dit komt overeen met een emissieschatting uitgaande van 1 cm lange-termijn bodemdaling. Er zou echter de laatste jaren en in de toekomst een hogere emissie en bodemdaling kunnen worden verwacht door een warmer klimaat en ophoping van nutriënten in de top 40 cm. Interessant is dat het effect van OWD op jaarbudgetten niet verandert op het moment dat R<sub>eco</sub> gecorrigeerd wordt. Dat onderstreept de robuustheid van de data. Ook bij verschillende gap-filling strategieën bleef een OWDeffect op CO<sub>2</sub> emissies uit (Liu et al. submitted, appendix IV en tabel 4.1).

De IPCC houdt voor gedraineerd veen<sup>20</sup> in een gematigd klimaat een emissie van 19,4–22,4 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar aan (Hiraishi et al. 2014, Wilson et al. 2016). Op één bedrijf nabij Gouda (westelijke veenweide) vonden Schrier-Uijl en collega's (2014) CO<sub>2</sub> emissies in de orde van 20 ton  $CO_2$  per hectare per jaar met een mogelijk maximale emissie van 50 ton  $CO_2$  per hectare per jaar. De metingen zijn midden in de jaren 2000 uitgevoerd op één perceel met een deklaag gebruikt voor gangbare voederproductie (gras) en beweiding (Schrier-Uijl et al. 2014). Worden emissies vergeleken op basis van productiviteit (GPP, drogestof opbrengst), dan komen de gemeten emissies in Friesland overeen met recentere metingen (> 50 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar, c.f. Eickenscheidt et al. 2015, Tiemeyer et al. 2016, Jurasinski unpubl.). In appendix IX wordt een directe vergelijking tussen veldmetingen in Friesland en literatuurwaarden gemaakt. Worden intensieve en extensieve percelen bij elkaar opgeteld dan vallen gemiddelde emissies lager uit (ca. 25 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar; Tiemeyer et al. 2016, Barthelmes et al. 2018). Zoals in de Friese Veenweidevisie vermeld, is de grote meerderheid van de percelen in Friesland intensief (>170 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, weinig grondbewerking) tot zeer intensief gebruikt (>300 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, diepe grondbewerking mogelijk), waarbij 60 cm of dieper wordt ontwaterd. Het middelen van emissies met disproportioneel veel data van extensieve percelen zoals in (Hiraishi et al. 2014, Tiemeyer et al. 2016) zou de representativiteit van emissiefactoren belemmeren.

Een emissiefactor van 26 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar is bijna gelijk aan de emissiefactor (29 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar) binnen het uitgebreid veenonderzoek (118 'site-years') in Duitsland, maar

<sup>&</sup>lt;sup>20</sup> Met een gemiddeld lagere gewasopbrengsten dan de Friese Veenweidegebieden

duidelijk groter dan de emissiefactoren die in Friesland toegepast worden ( $\sim$ 19 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar, Ruijgbroekt et al. 2019).

Naast de emissie van CO<sub>2</sub> draagt N<sub>2</sub>O uit bemesting/veenafbraak en CH<sub>4</sub> uit de sloten bij aan de totale emissie van broeikasgassen. Een lage schatting voor de emissiefactor in de gedraineerde veenweide is 29 ton CO<sub>2</sub>-e (26 ton CO<sub>2</sub>, 1 ton CO<sub>2</sub>-e- CH<sub>4</sub> en 2 ton CO<sub>2</sub>-e N<sub>2</sub>O) en een hoge schatting is 50 ton CO<sub>2</sub>-e (43 ton CO<sub>2</sub>, 3 ton CO<sub>2</sub>-e- CH<sub>4</sub> en 4 ton CO<sub>2</sub>-e N<sub>2</sub>O). Een gemiddelde komt op 39 ton CO<sub>2</sub>-e uit. De emissiefactoren voor percelen met onderwaterdrainage staan gelijk aan de factoren van de controlepercelen (Tabel 4.1). De emissiefactoren in Friesland zijn op basis van dit empirisch onderzoek hoger dan op basis van modellen met laagste grondwaterstanden en slootpeilen. Voor een betere onderbouwing van emissiefactoren zijn langdurige emissiebudget metingen met een gepaste ruimtelijke spreiding aan te bevelen (zie 5.7).

#### 5.4 Waarom geen OWD-effect

In de drie gemeten jaren en op alle vier de locaties is er geen verschil in  $R_{eco}$  gevonden tussen OWDen controlepercelen, ondanks de verhoging van de grondwaterstand in de zomer. Slechts een zeer beperkte CO<sub>2</sub> reductie is gemeten in de zomer, wat over het algemeen weer gecompenseerd wordt door hogere fluxen wanneer OWD een drainerend effect heeft (Figuur 3.5). De jaarbudgetten verschillen wel, met soms een hogere en soms een lagere emissie bij OWD. De onzekerheden rondom deze budgetten zijn echter groot (Tabel 4.1).

De bodemvochtgehaltes op dieptes van < -60 cm liggen tegen verzadiging aan en kunnen een verklaring zijn voor het beperkte effect van OWD op gemeten  $CO_2$  emissies. In een vochtverzadigde bodem is weinig uitwisseling van  $CO_2$  en  $O_2$ . Ook in de eddy covariance data zien we alleen een effect van grondwaterstand op  $R_{eco}$  tussen 0 en -50 cm diepte. Lagere grondwaterstanden hebben geen effect meer op de  $R_{eco}$  (zie van den Berg & Kruijt 2020). Eenzelfde type relatie tussen grondwaterstand en  $CO_2$  emissie is gevonden door Tiemeyer et al. (2020) a.d.h.v. data uit 21 veengebieden in Duitsland.

Naast een hoog bodemvocht in diepere lagen, is de verwachting dat de bovenste 40 cm het meeste bijdraagt aan de CO<sub>2</sub> emissies door de aanwezigheid van labiel koolstof en hogere temperaturen (Säurich et al., 2019; Karki et al., 2016; Lafleur et al., 2005; Moore and Dalva, 1993). Deze laag wordt echter niet vernat in de zomer, maar juist meer gedraineerd tijdens natte omstandigheden. De aanname dat kleine verhogingen van grondwaterstanden in de zomer tot minder CO<sub>2</sub> emissies zouden leiden, is in onze emissiemetingen niet aangetoond.

#### 5.5 Broeikasgasemissie in een breder perspectief

#### 5.5.1. GLG – een betrouwbare indicator voor CO<sub>2</sub> emissies uit veen?

De CO<sub>2</sub> emissies en jaarbudgetten laten geen duidelijk effect van de laagste grondwaterstanden zien. De correlatie tussen GLG en gemiddelde CO<sub>2</sub> jaarbudgetten is niet significant (Tabel 4.5). In de zomers van 2017 en 2018 vonden we een reductie van 10% in R<sub>eco</sub> op momenten dat de grondwaterstanden in het OWD-perceel >20 cm hoger waren dan in het controleperceel (Weideveld et al. 2021). Echter, omdat periodes met grote verschillen in grondwaterstanden slechts enkele weken duurden is het effect over een heel jaar slechts gering. Na de verhoging van grondwaterstanden in de zomer volgt een verlaging in winter en voorjaar (Figuur 3.4). Extra drainage in de winter kan tot hogere emissies op jaarbasis leiden, maar ook dat effect zal klein zijn (van den Berg & Kruijt 2020, Wen et al. 2020). De eddy covariance CO<sub>2</sub> metingen in 2019 laten een relatie tussen CO<sub>2</sub> emissie en grondwaterstand zien bij een waterstand van -50 cm of hoger. In CO<sub>2</sub> emissie onderzoek over een groot aantal venen vinden Tiemeyer en collega's (2016) ook geen relatie tussen laagste grondwaterstanden en CO<sub>2</sub> emissies. Experimenteel onderzoek met veenkolommen laat zien dat veenoxidatie duidelijk verlaagt bij waterstanden van -30 cm tot -10 cm (Regina et al. 2014; Karki et al. 2016; Norberg 2017, Säurich et al. 2019). Op moment dat grondwaterstanden dieper dan -40 cm zakken vindt een trade-off plaats. Er wordt meer CO<sub>2</sub> in diepere lagen gevormd en getransporteerd maar tegelijk remt een watertekort de CO<sub>2</sub> productie door verdroging van de top 10 tot 40 cm (Berglund en Berglund 2011; Regina et al. 2014; Säurich et al. 2019). Netto is er nauwelijks een effect van een verhoging van grondwaterstanden tot -40 cm<sup>21</sup> in de zomer maanden. Toekomstig onderzoek zou zich moeten richten op afbraakprocessen in veen met GLG van -40 cm en hoger. Binnen het NOBV project zijn op dit moment slechts één natuurlocatie en twee paludicultuurpercelen die hier uitkomst bij kunnen bieden. Carbon credits en koolstofcertificaten die een GLG relatie gebruiken om CO2 reductie te berekenen of te monitoren zijn niet van toepassing voor Friesland. Er ontbreekt een onderbouwing door CO2 emissie-onderzoek (analyse HS4, Tiemeyer et al. 2016; Weideveld et al. 2021). Voor klei-op-veen is de GLG-maaiveld relatie echter beperkt tot een GLG bereik<sup>22</sup> tussen -70 cm en -80 cm. Een GLG gebaseerde methodologie zal tot een structurele overschatting van emissiereductie leiden, bij maatregelen met een verhoging van GLG tot -40 cm.

#### 5.5.2. Hoge CO<sub>2</sub> uitstoot in klei-op-veen (minerale deklaag)

In Friesland is in het verleden actief klei op het veen opgebracht om draagkracht en productiviteit te verhogen (van Berkum 2018). Hoewel de klei in de diepte grote verschillen laat zien vinden we in dit onderzoek geen duidelijk effect van de dikte van een minerale deklaag op CO<sub>2</sub> emissies (Tabel X). Bodemonderzoek laat zien dat veen en klei gemengd zijn, wat tot een hoge voorraad aan koolstof over het hele bodemprofiel leidt (Appendix VI). Veen met een hoog aandeel minerale bestanddelen en een hoge dichtheid breekt over het algemeen sneller af (Eickenscheidt et al. 2015; Leiber-Sauheitl et al. 2014; Taft et al. 2017; ) of even snel als veen (van Duinen et al. 2018; Wen et al. 2019; Säurich et al. 2019; Tiemeyer et al. 2020). Veen met minerale bestanddelen uit diepe veenlagen laat wel een lagere afbraak (Smolders et al. 2003; Fritz et al. 2011; Säurich et al. 2019). De gemodelleerde verschillen in CO<sub>2</sub> emissies tussen percelen met en zonder minerale deklaag (e.g. kleidek) zijn afgeleid van het GLG model en behoeven een validatie met koolstofmetingen. De statische onderbouwing van de invloed een deklaag ontbreekt tot heden. Voor deze achtergrond is het aan te bevelen om data samen te vatten (van den Akker et al. 2008; Säurich et al. 2019).

Voor de toepassing van een verlagende correctiefactor voor CO<sub>2</sub> emissie met een kleidek tot 40 cm ontbreekt een onderbouwing uit empirisch onderzoek op veldschaal. We bevelen aan om voor puur veen en veen met een minerale deklaag slechts één emissiefactor te gebruiken (26 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar; zie 5.3).

#### 5.5.3. Verschil tussen chemische en mechanische bodemdaling in Friesland

Bodemdaling wordt in Nederland regelmatig gebruikt als proxy voor CO<sub>2</sub> uitstoot in veengebieden. Bodemdaling en bodemstijging is het resultaat van een groot aantal processen (Terzaghi 1943, Ivanov 1981, Fritz et al. 2008, Erkens et al. 2016). In de basis kan er onderscheid gemaakt worden tussen twee type processen: Mechanische bodemdaling/-stijging en chemische bodemdaling/-stijging.

<sup>&</sup>lt;sup>21</sup> Of een verlaging van grondwaterstanden in de zomer dieper dan -40 cm / -50 cm (diepte afhankelijk van de bron of experiment).

<sup>&</sup>lt;sup>22</sup> Slechts een meetpunt is kleiner dan GLG -90 cm

Mechanische bodemdaling vindt plaats op het moment dat het volume van het veenpakket door bodemfysische processen en verschil in waterspanning veranderen. Als de minerale ondergrond of minerale lagen in het veen van volume veranderen (b.v. glacio-isostasie, krimp in klei) leidt dat ook tot mechanische bodemdaling/-stijging.

Chemische bodemdaling is gerelateerd aan afbraak of opbouw van materiaal in het veen. Het overgrote deel is organisch materiaal (meestal 45-56% koolstof) dat door micro-organismen afgebroken wordt of door planten opgebouwd wordt. Op het moment dat de opbouw groter is dan de afbraak vindt er actief veenvorming plaats (Joosten en Clarke 2002). In het kader van dit onderzoek in Friesland ligt de focus op chemische bodemdaling en de koolstofcyclus. Daarom is het nodig om onderscheid te maken tussen chemische en mechanische bodemdaling/-stijging.

De hoogtemetingen op de 8 percelen laten zien dat OWD een duidelijk effect heeft op mechanische bodemdaling. Hogere waterstanden verlagen het aandeel klink en hogere vochtgehaltes in de laag van -60 tot -20 cm verlagen krimp. Hierdoor is er een duidelijk verschil in mechanische bodemdaling tussen OWD- en controlepercelen, waardoor alleen op lange termijn het verschil in bodemdaling iets zal zeggen over de chemische bodemdaling.

Binnen één groeiseizoen bestaat het leeuwendeel van maaiveldhoogtefluctuatie uit mechanische bodemdaling en bodemstijging (Appendix VII, figuren 3.9-3.11). Een deel van de mechanische bodemdaling is irreversibel. Dat wil zeggen dat krimp en klink/consolidatie niet of slechts langzaam omkeerbaar zijn in het geval dat grondwaterstanden en vochtgehalten weer hersteld zijn. De drooglegging heeft verder direct invloed op de maaiveldhoogte, als gevolg van mechanische bodemdaling zodra het slootpeil verlaagd wordt (Gronlund et al. 2008) en mechanische bodemstijging op het moment dat slootpeilen verhoogd worden, zoals in het geval van Aldeboarn in de periode 2017-2019 (Tabel 3.3). We gaan ervan uit dat de waterspanning in verzadigd veen bepaald wordt door de drooglegging<sup>23</sup>, via communicerende vaten in de veenbodem. Een lagere waterspanning zal klink als gevolg hebben. Een hogere waterspanning kan het reversibel aandeel van klink en consolidatie omkeren.

Aan de andere kant is chemische bodemdaling een geleidelijk proces in de orde van 0,5 tot 2 cm per jaar. Uitgaande van 1 cm per jaar chemische bodemdaling (zie discussie jaarbudgetten) is de verhouding tussen chemische en mechanische bodemdaling over 10 jaar slechts 1:1. De meeste studies naar effecten van een maatregel op maaiveldhoogte/bodemdaling voeren hoogtemetingen in het voorjaar (april, enkele gevallen in maart) uit. In veel jaren zijn de vochtgehaltes in het voorjaar hoog en grondwaterstanden zelden dieper dan 50 cm uitgezakt. Dit onderzoek in Friesland laat zien dat in het voorjaar binnen enkele weken grondwaterstanden met 40 cm kunnen verschillen. Maaiveldhoogteverschillen volgden de schommelende grondwaterstanden. We kunnen concluderen dat zelfs hoogtemetingen in het voorjaar een onzekerheid van 2-3 cm in maaiveldhoogte kennen, tenzij voor het reversibel aandeel mechanische bodemdaling gecorrigeerd wordt (Fritz et al. 2008). Deze onzekerheid van 2-3 cm in maaiveldhoogte is groter of even groot als de cumulatieve effecten van OWD in Vlist en Zegveld (Tabellen 4.2-4.3). In het lopend NOBV project wordt onderzoek gedaan naar de verhouding tussen reversibele en irreversibele mechanische bodemdaling, en of hydrologische maatregelen deze verhouding veranderen. Het is aannemelijk dat percelen met drukdrainage en OWD bij dezelfde grondwaterstanden minder krimp vertonen omdat vochtgehalten door infiltratie in de onverzadigde zone verhoogd zijn. Een verhogend effect van bovengrondse bevloeiing op bodemvocht en maaiveldhoogte (>2 cm) is in 2019 in Kou-S gemeten (Tabel 3.3).

<sup>&</sup>lt;sup>23</sup> Naast verliezen door verdamping en horizontale wegzijging

Samenvattend kunnen we concluderen dat mechanische bodemdaling een grotere effect op maaiveldhoogte heeft dan chemische bodemdaling. Op een termijn van 10 jaar zijn onzekerheden omtrent het aandeel mechanische bodemdaling nog steeds zo hoog (Figuur A8.1) dat aanvullend onderzoek nodig is om het netto-effect van een hydrologische maatregel op chemische bodemdaling te bepalen. Pas als chemische bodemdaling bekend is kan bodemdaling als proxy voor irreversibele koolstofafbraak en CO<sub>2</sub> emissie gebruikt worden. Voor het veen in Friesland kunnen we ervan uit gaan dat OWD vooral effect heeft op mechanische bodemdaling en dat de effecten op de lange termijn cumulatief op enkele centimeters beperkt blijven.

#### 5.5.4. Proxies op basis van gemiddelde grondwaterstanden voorspellen OWD-effect

Jaargemiddelde grondwaterstanden lijken een goede proxy voor CO<sub>2</sub> emissies en productiviteit van veen (Tiemeyer et al. 2020; Evans et al. 2021; GMC database).

In Friesland bleven de effecten van OWD op jaargemiddelde grondwaterstanden beperkt (4,8 cm verhoging). Vooral in Aldeboarn zagen we over alle jaren een verhoging van de jaargemiddelde grondwaterstanden in het OWD-perceel<sup>24</sup> (3, 10 en 14 cm in de jaren 2017, 2018 en 2019, respectievelijk). Naast de beperkte verhoging speelt de positie van de grondwaterstanden een rol. Voor de periode 2017-2019 bleven jaargemiddelde grondwaterstanden in OWD-percelen met -43 cm laag. Voor deze lage grondwaterstanden hebben Tiemeyer en collega's (2020) potentieel hoge CO<sub>2</sub> emissies gevonden (40,7 ton CO2 per hectare jaar). De jaarbudgetten in Friesland van 2017-2019 vallen in de bandbreedte voor emissie bij '-40 cm' ongeacht of er wel of niet een correctie voor  $R_{eco}$  toegepast wordt. Een correctie voor verschillen in koolstofkringloop in de graszode (van jaar tot jaar is er variatie in koolstofopslag in bijvoorbeeld wortels en humus) lijkt over meerdere jaren niet nodig tenzij er ingrijpende grondbewerking plaatsvindt (Smith 2014, Appendix IX kortcyclisch).

De proxy jaargemiddelde grondwaterstand kan nog verbeterd worden door vegetatie en grondwaterstanden te koppelen. Met een verhoging van grondwaterstanden verandert de vegetatie, productiviteit en landgebruik (Couwenberg et al. 2011, Poyda et al. 2016, Tiemeyer et al. 2016, Evans et al. 2021). Vanaf een jaargemiddelde grondwaterstand hoger dan -30 cm neemt het aandeel gewassen met een hogere koolstofopslag en veenvormende soorten toe en neemt bemesting en grondbewerking af.

#### 5.5.5 Emissiefactoren en carbon credits

Carbon Credits voor maatregelen die de emissiereductie bepalen a.d.h.v. verschillen in bodemdalingsnelheid, zijn niet erg betrouwbaar en gaan gepaard met een ruime onzekerheidsmarge van 12 t CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (zie discussie 50% reductie CO<sub>2</sub> emissie door OWD). De valuta-voor-veen methodiek op basis van het GLG model heeft meer onderbouwing met metingen aan CO<sub>2</sub> emissie en chemische bodemdaling nodig. Het onderzoek in Friesland en bestaand onderzoek laat zien dat een verhoging van zomerse grondwaterstanden in de reguliere landbouw weinig invloed op CO<sub>2</sub> emissies heeft (zie argumentatie in 5.3 en 5.4).

<sup>&</sup>lt;sup>24</sup> Greppel bevloeiing vond alleen in het OWD-perceel plaats in Ald. Naast het OWD-effect op grondwaterstanden is er mogelijk ook een effect door greppels aanwezig.

# 5.6 Uitdaging substantiële emissiereductie door hoge grondwaterstanden en aanpassingen in de bedrijfsvoering

De resultaten van de CO<sub>2</sub> metingen in Friesland met manuele kamers (dit onderzoek), met automatische kamers (Nouta et al. 2020) en eddy covariance techniek (van den Berg & Kruijt 2020) laten zien dat grondwaterstanden tot dicht onder maaiveld nodig zijn om een substantiële emissiereductie te bereiken. Bij -5 tot -10 cm t.o.v. maaiveld vinden grote veldstudies (Tiemeyer et al. 2020, Evans et al. 2021) het emissiereductie-optimum van alle broeikasgassen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O). Deze hoge grondwaterstanden als voorwaarde voor lage CO<sub>2</sub> emissies worden door experimenteel onderzoek, met grasproductie op veen en waterstanden tot aan maaiveld, bevestigt (Karki et al. 2016). Aanvullende experimenten laten verder zien dat de grootste daling in CO<sub>2</sub> emissies pas plaatsvindt zodra grondwaterstanden tijdens de groeiperiode -20 cm of hoger t.o.v. maaiveld liggen. Bij grondwaterstanden tussen -50 cm en -30 cm worden regelmatig zeer hoge CO<sub>2</sub> emissies gemeten (Regina et al. 2014; Karki et al. 2016, Wen et al. 2020), in sommige studies zelf de hoogste CO<sub>2</sub> emissies (Berglund & Berglund 2011, Säurich et al. 2019). Bij jaargemiddelde grondwaterstanden van -40 cm vinden Tiemeyer en collega's (2020) de potentie voor extreem hoge CO<sub>2</sub> emissies. De auteurs noemen optimale vochtvoorziening en grote hoeveelheden stikstofrijk veen wat aan gasuitwisseling blootgesteld wordt als mogelijke verklaring. Hoge CO2 emissies bij zomerse grondwaterstanden van -40 cm tot -60 cm zijn ook in Friesland gemeten (van den Berg & Kruijt 2020, Weideveld et al. 2021). De waarschijnlijkheid om hoge CO<sub>2</sub> emissies te voorkomen werd gevonden bij jaargemiddelde grondwaterstanden hoger dan -15 cm (Couwenberg et al. 2011; Tiemeyer et al. 2016; Tiemeyer et al. 2020).

Op veel percelen zullen zomerse grondwaterstanden van -40 cm / -30 cm onvoldoende zijn om emissies met gemiddeld 12-15 ton CO<sub>2</sub> te verlagen (50% reductie afhankelijk van welke emissiefactor gebruikt wordt). Ervan uitgaande dat voor grondwaterstanden in de zomer (groeiseizoen) een streefhoogte van -10 cm / -5 cm voor substantiële emissiereductie nodig is, worden grenzen van een adaptieve bedrijfsvoering overschreden. Grondwaterstanden van -20 cm of zelf -10 cm zullen de productiviteit van Engels raai beperken en er zijn aanpassingen aan machines nodig om voor de lagere draagkracht te compenseren. Hogere grondwaterstanden in het voorjaar vereisen een latere bemesting en de inzet van sleepslangen voor uitbrengen van dierlijke mest. Akkerbouw is bij waterstanden van >-40 cm slechts met techniek uit de rijstteelt mogelijk.

Een streefgrondwaterstand van -30 cm zou een mogelijk compromis zijn voor graslandpercelen met beperkte beweiding van mei tot oktober. Bij een jaargemiddelde grondwaterstand van -20 cm (-30 cm in het groeiseizoen en -10 cm daarbuiten) zou een structurele verlaging van CO<sub>2</sub> emissies (Fritz et al. 2017, Tiemeyer et al. 2020) en N<sub>2</sub>O emissies (Poyda et al. 2016) bereikt kunnen worden. Bij keuze van robuuste Raaigraslijnen, hybrides en kruisingen (*Karki Festolium*) kunnen opbrengstdervingen ook bij hogere grondwaterstanden beperkt worden. De opbrengst data van het hoog zomerpeil-perceel in Aldeboarn laten zien dat drogestof verschillen klein zijn ten opzichte van percelen met reguliere ontwaterering, OWD of diepe ontwateringen (Appendix VII, van den Berg et al. 2019). Inzet van machines en tijdstip van het uitbrengen van dierlijke mest zal echter ook meer flexibiliteit vragen wat in enkele gevallen tot hogere kosten van loonwerk en/of aanpassing van de bedrijfsvoering (4 snedes i.p.v. 5 snedes) kan leiden. Aan de andere kant kan het bedrijf in droge jaren op hoge opbrengsten rekenen op percelen met hoge grondwaterstanden en bevloeiing (Figuur 3.16; Appendix VII). De voordelen van klimaatadaptatie en lagere voerkosten in droge jaren zijn lange-termijn investering, zoals machines met een lagere bodemdruk (Geurts et al. 2019), waard. Water vasthouden is de sleutel om naast klimaatmitigatie ook klimaatadaptatie in de Friese veenweiden te bewerkstelligen. Grondwaterstanden van -30 cm tov maaiveld worden vaak gezien als een technische opgave. Door de combinatie van drainage en verdamping kan er in de zomer een watertekort van 300-500 mm ontstaan (Kwakernaat et al. 2012). Op het moment dat de drainage in het voorjaar beperkt wordt zullen deze verliezen teruggaan naar 100-150 mm met uitzondering van extreme droogte (figuur 3.1, KNMI 2021). Door inzet van ondiepe infiltratiebuizen (op -35 cm) en slootpeilen van -20 cm of hoger t.o.v. maaiveld kunnen deze verdampingsverliezen gecompenseerd worden. Op extensieve, kruidenrijke graslanden is reeds ervaring met ondiepe infiltratiebuizen opgedaan om grondwaterstanden van -20 cm en hoger te realiseren tijdens het groeiseizoen (van den Riet et al. 2018; Temmink unpublished data). Ondiepe infiltratie-installaties voorzien het veen homogener van water dan drukdrainage of onderwaterdrainage. Reden hiervoor is dat op een diepte van 35 cm een grondwaterspiegel bereikt kan worden welke als basis dient voor capillaire opstijging. In veen met een schalterlaag zouden infiltratiebuizen dan ook boven de schalterlaag geplaatst kunnen worden.

Het vasthouden van water in het voorjaar is een van de voordelen van ondiepe infiltratie ten opzichte van oudere systemen welke in de winter en vroege voorjaar diep draineren en vervolgens de waterverliezen weer moeten aanvullen met een hogere waterdruk (van den Berg et al. 2019, B-WARE). Ondiepe infiltratiebuizen hebben als voordeel dat slootpeilen en de hoogte van infiltratiebuizen in evenwicht blijven om droogval en vervolgens beschadiging van de buizen te voorkomen. Voor een optimale bedrijfsvoering krijgen machines met minder bodemdruk te voorkeur. Een verlaagde mestproductie of alternatieve verwerkingsmethoden zullen ruimte geven flexibeler uitbrengen van dierlijke mest.

In een modelberekening komt het  $CO_2$  emissiereductiepotentieel uit op 10,35 ton  $CO_2$  per hectare per jaar (Appendix XI). Bij een  $CO_2$  prijs van 55  $\in$  per ton is er ruimschots 500  $\in$  per hectare per jaar beschikbaar om aanpassingen in de bedrijfsvoering door te voeren. Als er minder bemest zou worden zijn er mogelijk ook nog extra inkomsten uit de stikstof- en fosfaat emissiehandel te verwachten (zie voorbeeld Tesla voor  $CO_2$  rechten, bron SER fosfaatplafond).

Vanaf 2025 zullen CO<sub>2</sub> prijzen verder richting 100  $\notin$  per ton CO<sub>2</sub> stijgen (bron, VW). Carbon farming met koolstofbindende gewassen zoals Paludicultuur-gewassen (veenmos, riet, zeggen en els) zal economisch aantrekkelijk worden. Interessant zijn landbouwkundige methoden waarbij waterstanden hoog genoeg zijn (e.g. -10 cm) om CO<sub>2</sub> uitstoot duidelijk te verlagen bij lage methaan en lachgas emissies, terwijl parallel koolstof wordt vastgelegd in de bodem en in het gewas (Geurts et al. 2019). Binnen de kaders van een functionerende CO<sub>2</sub> markt zouden deze vormen van landbouw een dubbele CO<sub>2</sub> winst kunnen opleveren (d.w.z. reductie én vastlegging) met opbrengsten van meer dan 25 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar en tot 2000  $\notin$  per hectare per jaar (Tanneberger et al. 2020).

Voor de bedrijven in de Friese Veenweiden kunnen 'Strategic Carbon Partnerships' een belangrijke rol spelen bij het vinden van een rendabele verdeling van klimaatwinsten. Idealiter zullen conventioneel koolstof-intensieve (vee)bedrijven en agrarische bedrijven inclusieve landgoederen die actief koolstof vastleggen Strategic Carbon Partnerships vormen (Klimaattafel 202). De voedingsmiddelenindustrie heeft op het gebied van duale teelten (e.g. klimaatneutrale koffie of chocolade) veel expertise buiten Europa opgebouwd. Met natuur-inclusieve landbouw op minerale bodems alsook bufferzones met gemengde bedrijfsvoering op veen (c.f. Ruijgbroek 2019) zou er in de komende jaren een sector-eigen koolstofbank ook in Friesland opgebouwd kunnen worden.

### 5.7 Aanbeveling toekomstig onderzoek op veen in Friesland

Onderzoek naar CO<sub>2</sub> emissiefactoren specifiek voor Friese Veenweiden wordt in het verlengde van dit broeikasgasemissie onderzoek en het NOBV onderzoek in Aldeboarn aanbevolen. Voor goed onderbouwde factoren zijn metingen op 8 of meer, voor Friesland representatieve, veengebieden/ percelen over een periode van 3-4 jaar nodig. Door inzet van automatische kamers en eddy covariance torens in een combinatie van (semi-)continue fluxmetingen en campagne metingen (e.g. 2 keer per maand) kunnen emissiefactoren berekend en landelijke modellen voor de situatie in Friesland geijkt worden. Waar bodemdaling als proxy voor CO<sub>2</sub> gebruikt wordt is een onderscheid tussen chemische bodemdaling (CO<sub>2</sub> uitstoot) en mechanische bodemdaling (e.g. klink) nodig. Het in kaart brengen van koolstofdichtheid (bodemonderzoek) en reversibele mechanische bodemdaling (OSC 0,07; zie Tabel 4.X) verbetert de koppeling tussen CO<sub>2</sub> emissie en het deel chemische bodemdaling.

Onderzoek naar het CO<sub>2</sub> reductiepotentieel van ondiepe onderwaterinfiltratie zal inzicht geven in de meerwaarde van deze techniek. In praktijkproeven met ondiepe infiltratiebuizen en slootpeilen hoger dan -30 cm kan de effectiviteit getoetst worden (grondwaterstanden -30 cm 's zomers en -20 cm jaarrond). Het bepalen van het effect van een hoog slootpeil op CO<sub>2</sub> emissies met en zonder OWD (70 cm onder maaiveld) vraagt extra wetenschappelijk onderzoek. Door het drainage-effect van OWD zal de CO<sub>2</sub> emissie in gebieden met een lagere drooglegging (e.g. -40 cm) juist verhoogd kunnen worden (Tabel 4.1; Thünen Institute unpublished data). Deze potentiële verhoging op de lange termijn in gebieden met een vast slootpeil zou gekwantificeerd moeten worden. In het verleden heeft veel onderzoek zich op technische maatregelen gericht om grondwaterstanden in de zomer met 10-30 cm te verhogen, terwijl er geen wetenschappelijke consensus over de klimaateffecten ervan bereikt is. Grondwaterstanden van slechts 20 of 30 cm onder maaiveld worden bij voorbaat als economisch minder aantrekkelijke keuzes verworpen (Ruijgbroek et al. 2019). Praktijkproeven met melkveehouders en een gemengde bedrijfsvoering (productie én CO<sub>2</sub> reductie) op veen zouden in detail onderzocht moeten worden. Een economische analyse van verschillende scenario's op bedrijfsniveau kan kosten en klimaat baten voor agrariërs, voedselketen en (consumenten)belangenorganisaties inzichtelijk maken. We raden aan om de effectiviteit van een plafond voor broeikasgasemissies en handel van emissiereductie in pilotprojecten te kwantificeren (zie ook fosfaatplafond). Daarnaast is onderzoek nodig wat zich richt op een kostenefficiënte transitie van landgebruik op veen: productief en (nagenoeg) klimaatneutraal.

Onderzoek naar klimaatneutrale Paludicultuur gewassen (e.g.reductie broeikasgasemissie, koolstofopslag in bodem en gewas, optimale bedrijfsvoering en verbeterde koppeling met bestaande productie) schept de basis voor klimaatmitigatie in Friesland conform de Europese Green Deal (bron klimaatwet). Praktijkproeven met Paludicultuur gewassen zullen op een grotere schaal plaatsvinden om innovatie te koppelen aan omgevingsvariabelen die kenmerkend zijn voor de Friese Veenweiden (de Ruyter 2018 bron). Op grotere schaal worden de baten uit innovatief waterbeheer (kosten onderhoud, pompen, zuiveren en lagere kosten voor waterkeringen) pas inzichtelijk. Programma's zoals Better Wetter laten zien dat veenmos, riet, lisdodde en els kansen bieden voor nat en klimaatneutraal landgebruik in veengebieden (Geurts & Fritz 2018, Mettrop et al. 2021). Doormiddel van socio-economisch analyse en remuneratie modellen (e.g. Wichmann 2018) kan de meerwaarde van 'Strategic Carbon Partnerships' voor gangbare melkveebedrijven in kaart gebracht worden. Partnerships tussen bedrijven kunnen win-win situaties m.b.t. benutting voer en land creëren. Een deel van de agrarische bedrijven intensiveert koolstofvastlegging door middel van Paludicultuur, bosbouw en carbon farming op minerale bodems met een netto positieve klimaatbalans. Idem leidt de verdere diversificatie binnen bedrijven (e.g. ½ gangbaar, ⅓ natuur-inclusieve paludicultuur, ⅓ biomassa gewassen) tot klimaat-geoptimaliseerde benutting van bovengemiddeld droge/natte delen in een polder. Hier heeft onderzoek naar ruimtelijke kaders en koppelkansen met andere ruimtelijke programma's (e.g. KRW, verzilting preventie en droogtebestrijding) meerwaarde voor Friesland.

#### 5.8 Aanbeveling voor watermanagement van de toekomst

In Friesland wordt het 's zomers nog warmer, groeit de droogteschade in omvang en frequentie terwijl het wateroverschot in de winter gaat toenemen (Philip et al. 2020; KNMI klimaatscenario's). Water vasthouden voor de zomer en waterberging in de natte maanden zijn prioritaire maatregelen voor klimaatadaptatie in de Friese Veenweiden en omliggende gebieden (Smolders 2016 pompen...). De CO<sub>2</sub> emissiemetingen in Friesland laten zien dat niet alle verhoging van grondwaterstanden en hydrologische maatregelen ook daadwerkelijk een CO<sub>2</sub> reductie als gevolg hebben. Maatregelen om CO<sub>2</sub> reductie te bereiken via hogere grondwaterstanden, met slechts minuscule veranderingen in de bedrijfsvoering van een gangbare melkveehouderij, zijn er op dit moment niet beschikbaar.

Het advies is om  $CO_2$  reductiemaatregelen alleen te implementeren in gevallen (locaties, bedrijfsvoering) waar de effectiviteit van een maatregel goed onderbouwd kan worden<sup>25</sup>. Grondwaterstanden die hoog genoeg zijn om een zekere  $CO_2$  reductie te bewerkstelligen zijn in de meeste gevallen alleen aantrekkelijk op percelen met een beheerpakket, natte natuur-inclusieve landbouw (met aangepaste gewassen) en bufferzones waar bedrijven met een gemengde bedrijfsvoering (e.g. carbon farming, Paludicultuur, extensieve melkveehouderij) door de vraag van marktpartijen en maatschappij groeien. In eerste instantie zullen maatregelen met grondwaterstandsverhoging zich vooral op laag liggende delen van de polder en rond bufferzones concentreren. Naast percelen onder landbouwkundig gebruik, geven resultaten uit dit onderzoek een handleiding hoe het  $CO_2$  reductiepotentieel in natuurgebieden en door natuur-inclusieve landbouw benut kan worden. Natuur- en klimaatdoelen overlappen bij een streefgrondwaterstand van -5/-10 cm t.o.v. maaiveld en beheersmaatregelen welke door afvoer van overtollig stikstof en fosfor de leefomgeving van zeldzame soorten bevorderen. In natte natuur zullen maatregelen genomen kunnen worden om de koolstofvastlegging door veenvorming te versnellen.

Om de bovengenoemde  $CO_2$  reductie te effectueren kunnen strategic carbon partnerships een belangrijke rol spelen. De agrarische sector kan via gerichte partnerships krachten bundelen om een adequate emissiereductie op landschapsschaal te realiseren en 'downstream' effecten<sup>26</sup> te voorkomen. De  $CO_2$  emissiemetingen in Friesland laten zien dat kosten per ton  $CO_2$  reductie met gangbare onderwaterdrainage<sup>27</sup> in de huidige melkveehouderij te hoog zijn om met 'laaghangend fruit' binnen de LULUCF sector te kunnen concurreren.

Het watermanagement van de toekomst investeert in infrastructuur zodat slootpeilen tot aan maaiveld verhoogd kunnen worden. Flexibiliteit van slootpeilen geeft ruimte voor maatwerk binnen CO<sub>2</sub> reductiemaatregelen en droogtebestrijding. Voor voldoende grasgroei in extreem droge jaren bevelen wij gangbare beregening en experimentele bevloeiing (dit onderzoek) aan. De effecten van onderwaterdrainage en drukdrainage(-infiltratie) op grasgroei waren onvoldoende.

<sup>&</sup>lt;sup>25</sup> En onafhankelijke monitoring van de effectiviteit kan plaatsvinden

<sup>&</sup>lt;sup>26</sup> Een verhoging van organische stofgehaltes in minerale bodems kan bijvoorbeeld tot duidelijk hogere lachgas emissies leiden

<sup>&</sup>lt;sup>27</sup> Uitgaande van 0-3 CO<sub>2</sub> reductie per hectare per jaar en jaarlijkse kosten van 326 € per hectare per jaar voor afschrijving en onderhoud. Daarbovenop komen nog kosten voor aanpassing infrastructuur voor ontwatering

Waterberging is de sleutel om negatieve effecten<sup>28</sup> van landgebruik en klimaatverandering te beperken. De uitdaging tot 2030 is aanleg en een productief gebruik van waterbergingsgebieden (Lamers et al. 2018, Ruijgbroek et al. 2019) ingebed in de Friese circulaire economie. Productieve waterberging kan in samenwerking met de melkveehouderij de biodiversiteit, stikstofemissiereductie, recreatie en het landschaps-plezier bevorderen.

<sup>&</sup>lt;sup>28</sup> Verzilting, overstroming na zomerse clusterbuien en versnippering van waterinfrastructuur

# Dankwoord

Het onderzoek is mogelijk gemaakt door samenwerking tussen Wetterskip Fryslân, het projectteam onderwaterdrainage van de Provincie Fryslân en de proefbedrijven. Het onderzoeksteam van de Radboud Universiteit Nijmegen dankt het groot aantal mensen die het veldwerk en de velen emissiemetingen bij elk weertype mogelijk gemaakt hebben: Peter Cruijsen, Renske Vroom, Peter Schramm, Bart Weideveld, Lester van Dinteren, Jens Schepers, Reinder Nouta, Weier Liu, Roel Jan Wijma, Hessel de Boer, Thomas Krabben, Robert Atema, Nicolas Hebert, Tatiana Stepina, Lisanne Hendriks, Iris van Eck, Sebastiaan Schmoutziguer, Tim Dubbelddam, Renske Boelens, Fleur Boelens, Esmeralda Wienen, Jolieke Siepman, Maikel Breederland, Tom Nijman, Daan Wullems, Ciara Jansen, Bonita Vermaning, Klaas Kooistra, Margit Gosen.

De Rijksuniversiteit Groningen (Sanderine Nonhebel, Weier Liu), de Hogeschool Van-Hall-Larenstein (Jasper van Belle) en de Rhine Waal Education & Research Foundation hebben door ondersteuning bij emissiemetingen, planning en data-analyse aan dit onderzoek bijgedragen.

Onderzoekscentrum B-Ware (Fons Smolders, José van Diggelen, Gijs van Dijk, Mark van Mullekom) heeft toegang verleend tot de B-Ware soil database en data van veenafbraak en CO<sub>2</sub> productie ter beschikking gesteld. De veld emissiemetingen zijn uitgevoerd mede met dank aan de bijdragen en advies van Ko van Huissteden (Vrije Universiteit Amsterdam). De Universiteit Utrecht (Mariet Hefting, Joost Keuskamp) heeft aanvullend bodems uit de proefpercelen in 2018 geïncubeerd.

Dank aan de kritische discussie en aanvullingen op een eerdere versie hebben Margit Gosen, Jos Schouwenaars, Jan van den Akker, Rob Hendriks, Gerard Velthof en Bouwe Bakker bijgedragen aan dit rapport.

Bijzondere dank aan de deelnemers van de proef. Zonder de effectieve ondersteuning van de 5 agrarische bedrijven was dit onderzoek niet terecht gekomen.

# Literatuur

Voor publicatie nog een finale check. Een deel van de referentie hebben een update nodig.

Almeida, R.G., Nóbrega, G.N., Junger, P.C., Figueriredo, A.V., Andrade, A.S., de Moura, C.G.B. (2016) High Primary Production Contrasts with Intense Carbon Emission in a Eutrophic Tropical Reservoir. Frontiers in Microbiology, 7, 717

Armentano, T. V & Menges, E.S. (1986) Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. The Journal of Ecology, 74, 755–774.

Bader, C., Müller, M., Schulin, R. & Leifeld, J. (2017) Amount and stability of recent and aged plant residues in degrading peatland soils. Soil Biology and Biochemistry, 109, 167–175.

Barthelmes, A. (2018) Reporting greenhouse gas emissions from organic soils in the European Union: challenges and opportunities. Greifswald.

Beetz, 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. Berglund,Ö. & Berglund K. (2011) Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. Soil Biology & Biochemistry, 43, 923-931.

Blodau, C. (2002) Carbon cycling in peatlands: A review of processes and controls. Environmental Reviews, 10(2), 111–134.

Boeckx, P., Van Cleemput, O. & Villaralvo, I. (1997) Methane oxidation in soils with different textures and land use. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 49(1), 91–95.

Chen, X., Boeckx, P., Shen, S. & Van Cleemput, O. (1999) Emission of N2O from rye grass (Lolium perenne L.). Biology and Fertility of Soils, 28(4), 393–396.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, 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(1), 67–89.

Couwenberg, J. (2018). Some facts on submerged drains in Dutch peat pasture. IMCG Bulletin: June/July, 9-21.

Dirks, B.O.M, Hensen, A., Goudriaan, J. (2000) Effect of drainage on CO<sub>2</sub> exchange patterns in an intensively managed peat pasture. Climate research, 14, 57-63.

Eggelsmann, R. (1976) Peat consumption under influence of climate, soil condition and utilization. in Proceedings of the fifth international peat congress, 233–247.

Eggelsmann, R.F. (1984) Subsidence of peatland caused by drainage, evaporation and oxidation. in *Proceedings of the Third International Symposium on Land Subsidence*, 497–505.

Eickenscheidt, T., Heinichen, J. & Drösler, M. (2015) The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. Biogeosciences, 12(17), 5161–5184. Falge, E., Baldocchi, D., Olson, R., Anthoni, P., Aubinet, M., Bernhofer, C., Burba, G., Ceulemans, R., Clement, R., Dolman, H. & others (2001) Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and forest meteorology*, 107(1), 43–69.

Fritz, C. (2006) Surface oscillation in peatlands: How variable and important is it? The University of Waikato.

Fritz, C., Campbell, D.I. & Schipper, L.A. (2008) Oscillating peat surface levels in a restiad peatland, New Zealand - Magnitude and spatiotemporal variability. Hydrological Processes, 22(17), 3264–3274.

Fritz, C., Geurts, J., Weideveld, S., Temmink, R., Bosma, N., Wichern, F. & Lamers, L. (2017) Meten is weten bij bodemdaling-mitigatie. Effect van peilbeheer en teeltkeuze op CO<sub>2</sub>-emissies en veenoxidatie. Bodem, (2), 20–22.

Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Banach, A.M., van de Graaf, J.P.M., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2010) The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. Water research, 44(11), 3487–3495.

Glatzel, S., Lemke, S. & Gerold, G. (2006) Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. European Journal of Soil Biology, 42, 219–229. Grønlund, A., Hauge, A., Hovde, A. & Rasse, D.P. (2008) Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 81(2), 157–167.

Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van der Molen (2007) The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. Biogeosciences, 4, 411-424.

Heathwaite, A.L. & others (1993) Mires: process, exploitation and conservation. John Wiley & Sons Ltd. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (2014) 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland. Geneve.

Hölzel, N., Hickler, T., Kutzbach, L., Joosten, H., van Huissteden, J. & Hiederer, R. (2016) Environmental Impacts—Terrestrial Ecosystems. in Quante, M. and Colijn, F. (eds) *North Sea Region Climate Change Assessment*. Springer, Cham, 341–372.

Hoogland, F., Roelandse, A., de La Loma Gonzalez, B. & Vos, A. de (2019) Bacteriën bepalen de snelheid van veenafbraak. H2O-Online, (7), 1–9.

Hoving, I.E., Massop, H.T.L., van Houwelingen, K.M., van den Akker, J.J.H. & Kollen, J. (2015) Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang: vervolgonderzoek gericht op de toepassing van een zomer-en winterpeil. Alterra, Wageningen. Alterrarapport 875. 90p.

Hoving, I.E., Vereijken, P.F.G., van Houwelingen, K.M. & Pleijter, M. (2013) Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains bij dynamisch slootpeilbeheer op veengrond. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 719. 54p.

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jacobs, C.M.J., Jacobs, A.F.G., Bosveld, F.C., Hendriks, D.M.D., Hensen, A., Kroon, P.S., Moors, E.J., Nol, L., Schrier-Uijl, A. & Veenendaal, E.M. (2007) Variability of annual CO<sub>2</sub> exchange from Dutch grasslands. Biogeosciences Discussions, 4(3), 1499–1534.

Jacobs, C.M.J., Moors, E.J., van der Bolt, F.J.E. (2003). Invloed van waterbeheer op gekoppelde broeikasgasemissies in het veenweidegebied by ROC Zegveld. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 840. 93p.

Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. & Oenema, O. (1997) Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. Soil use and management, 13, 245–250. Kuikman, P.J., den Akker, J.J.H. & De Vries, F. (2005) Emissie van N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub> uit organische landbouwbodems.

Kwakernaak, C., van den Akker, J., Veenendaal, E., van Huissteden, K. & Kroon, P. (2010) Veenweiden en klimaat broeikasgasbalansen. Bodem, 3(3), 1–8.

Lafleur, P.M., Moore, T.R., Roulet, N.T. & Frolking, S. (2005) Ecosystem respiration in a cool temperate bog depends on peat temperature but not water table. Ecosystems, 8(6),619–629.

Leifeld, J., Müller, M. & Fuhrer, J. (2011) Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. Soil Use and Management, 27(2), 170–176.

Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994) On the Temperature Dependence of Soil Respiration. Functional Ecology, 8(3), 315–323.

Lloyd, C.R. (2006). Annual carbon balance of a managed wetland meadow in the Somerset Levels, UK. Agricultural and Forest Meteorology, 138(1–4), 168–179.

Lucas-Moffat, A.M., Huth, V., Augustin, J., Brümmer, C., Herbst, M. & Kutsch, W.L. (2018) Towards pairing plot and field scale measurements in managed ecosystems: Using eddy covariance to cross-validate CO<sub>2</sub> fluxes modeled from manual chamber campaigns. Agricultural and Forest Meteorology, 256–257, 362–378.

Oberholzer, H.R., Leifeld, J. & Mayer, J. (2014) Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 177(5), 696–704.

Parmentier, F.J.W., van der Molen, M.K., de Jeu, R.A.M., Hendriks, D.M.D & Dolman, A.J. (2009) CO<sub>2</sub> fluxes and evaporation on a peatland in the Netherlands appear not affected by water table fluctuations. Agricultural and Forest Meteorology, 149(6–7), 1201–1208.

Poyda, A., Reinsch, T., Skinner, R.H., Kluß, C., Loges, R. & Taube, F. (2017) Comparing chamber and eddy covariance based net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of fen soils. Zeitschrift fur Pflanzenernährung und Bodenkunde, 180(2), 252–266.

Provincie Fryslân (2015) Veenweidevisie - Een duurzame toekomst voor het Friese Veenweidegebied. 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.* Elsevier, 222, 156–170.

Säurich, A., Tiemeyer, B., Dettmann, U. & Don, A. (2019) How do sand addition, soil moisture and nutrient status influence greenhouse gas fluxes from drained organic soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 71–84. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2019.04.013.

Schipper, L.A. & McLeod, M. (2002) Subsidence rates and carbon loss in peat soils following conversion to pasture in the Waikato Region, New Zealand. Soil Use and Management, 18(2), 91–93.

Schothorst, C.J. (1977) Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. Geoderma. Elsevier, 17(4), 265–291.

Schrier-Uijl, A.P., Kroon, P.S., Hendriks, D.M.D., Hensen, A., Van Huissteden, J., Leffelaar, P.A.,

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.

Schwärzel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. & Wessolek, G. (2002) Soil physical characteristics of peat soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165(4), 479–486.

Smith, P. (2014) Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20(9), 2708–2711. doi: 10.1111/gcb.12561.

Smolders, A.J.P., van Diggelen, J.M.H., Loermans, J., van Dijk, G., van Mullekom, M. & Lamers, L.P.M. (2013) Het veen-gebied: pompen en verzuipen? De levende Natuur, 114(4), 127.

Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. & Arrouays, D. (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil use and management.*, 20(2), 219–230.

Soussana, J.-F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czóbel, S.Z., Domingues, R. & others (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. Agriculture, Ecosystems & Environment, 121(1–2), 121–134.

Taggart, M., Heitman, J.L., Shi, W. & Vepraskas, M. (2012) Temperature and water content effects on carbon mineralization for sapric soil material. Wetlands, 32, 939-944.

STOWA, Hendriks, R., van den Akker, J. & Heijkers, J. (2015) *Stowa factsheets onderwaterdrainage*. Wageningen.

Thomas, P.A. & Pearce, D.M.E. (2004) Role of cation exchange in preventing the decay of anoxic deep bog peat. *Soil Biology and Biochemistry*. Elsevier, 36(1), 23–32.

Tiemeyer, B. et al. (2016) High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. Global Change Biology, 22(12), 4134–4149.

Toberman, H., Evans, C.D., Freeman, C., Fenner, N., White, M., Emmett, B.A. & Artz, R.R.E. (2008) Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland Calluna heathland. *Soil Biology and Biochemistry*. Pergamon, 40(6), 1519–1532. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2008.01.004.

van Berkum, J. (2018) Verslag BCS (BodemConditieScore) – Tweede beoordeling proefpercelen OWD oktober/november 2017. Aequator groen & ruimte, Harderwijk.

van den Akker, J.J.H. (2005) Maaivelddaling en verdwijnende veengronden. in Veenweide 25x belicht; een bloemlezing van het onderzoek van Wageningen UR, 11–13.

van den Akker, J.J.H., Kuikman, P.J., De Vries, F., Hoving, I.E., Pleijter, M., Hendriks, R.F.A., Wolleswinkel, R.J., Simões, R.T.L. & Kwakernaak, C. (2008) Emission of CO<sub>2</sub> from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. in Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use--The Future of Peatlands, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8--13 june 2008, 645–648. van den Born, G.J., Kragt, F., Henkens, D., Rijken, B.C., Bemmel, B. van, van der Sluis, S.M., Polman, N., Bos, E.J., Kuhlman, T., Kwakernaat, C., Akker, J. van den, Diogo, V., Koomen, E., de Lange, G. & van Bakel, J. (2016) Dalende bodems, stijgende kosten: mogelijke maatregelen tegen veenbodemdaling in het landelijk en stedelijk gebied: beleidsstudie. Planbureau voor de Leefomgeving.

van den Bos, R. & van de Plassche, O. (2003) Chapter 2 Incubation experiments with undisturbed cores from coastal peatlands (western Netherlands): carbon dioxide fluxes in response to temperature and water-table changes. Vrije Universiteit Amsterdam.

Veenendaal, E.M., Kolle, O., Leffelaar, P.A., Schrier-Uijl, A.P., Van Huissteden, J., Van Walsem, J., Möller, F. & Berendse, F. (2007) CO<sub>2</sub> exchange and Carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils. Biogeosciences Discussions, 4(3), 1633–1671.

Velstra, J., van der Gaast, J., Kruisdijk, E., Verbruggen, M., Hoving, I., Smolders, F., Lucassen, E. & van Houwelingen, K. (2016) Sturen op Nutriënten. Acacia Water, Gouda.

Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallowin, J.R.B., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A. & Bardgett, R.D. (2016) Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. Global Change Biology, 22(8), 2929–2938.

Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. (2016) Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. Mires and Peat, 17, 1-28.

Yin, S., Bai, J., Wang, W., Zhang, G., Jia, J., Cui, B. & Liu, X. (2019) Effects of soil moisture on carbon mineralization in floodplain wetlands with different flooding frequencies. Journal of Hydrology, 574, 1074–1084.

# Appendix I: Informatie meetlocaties update for 2019

Locatie			Perceel eigenscha	ppen					Bemesti	ng (m <sup>3</sup> )	Snede	S
Plaats	Boerderi	Behandeling	Maaiveldhoogte	Afmetin	g perceel	Drainafstand	Beheer	Bemesting	2017	2018	2017	2018
	jnaam		(cm-NAP)	(m)		(m)						
Aldeboarn	Ald	OWD	-111	100	300	6	Beweiden	Ketsplaat	65	70	2	3
		Controle	-103	70	85		Beweiden	Ketsplaat	65	70	2	3
		HZP	-107	100	265		Beweiden	Ketsplaat	40	40	NA	NA
Gersloot	Ger	OWD	-124	55	470	6	Beweiden	Sleepvoet	50	60	1	1
		Controle	-130	55	470		Beweiden	Sleepvoet	50	60	1	1
Koufurderigge	Kou-G	OWD	-90	50	300	6	Maaien	Sleepvoet	103		5	NA
		Controle	-97	75	560		Maaien	Sleepvoet	103		5	NA
Koufurderigge	Kou-S	OWD	-101	35	600	5	Maaien	Sleepvoet	88	75	4	5
		Controle	-99	70	600		Maaien	Sleepvoet	88	75	4	5
Koufurderigge	Kou-B	OWD	-118	100	250	5	Maaien	Sleepvoet	60	75	4	5
		Controle	-117	100	125		Maaien	Sleepvoet	60	75	4	5

**Tabel A1.1**: Overzicht van perceel eigenschappen, bemesting en grassnedes<sup>29</sup> van de ondewaterdrainage (OWD), hoogzomerpeil (HZP) en Controlepercelen op de verschillende locaties.

<sup>&</sup>lt;sup>29</sup> Op het perceel buiten meetplot.

		Snedes		Bewei	ding	Bodemeigen	schappen				
Boerderij	Behandeling	2017	2018	2017	2018	Deklaag	Schalter	Dikte veen	Zandlaag	Kwel (+) /	Bijzonderheden
naam							aanwezig			wegzijging (-)	
Ald	OWD	2	3	5	5	35 - 45 cm	nee	>1m	195	+	
	Controle	2	3	5	5	30 - 38 cm	nee	>1m	240	+	
	HZP					35 - 45 cm	nee	>1m	215	+	Weidevogel beheer
Ger	OWD	1	1	6	5	-	nee	>1m	140	-	Verzamel drain
	Controle	1	1	6	4	-	nee	>1m	140	-	
Kou-G	OWD	5				30-35 cm	ja	>1m	165	-0.30.1 mm/d	
	Controle	5				30-35 cm	ja	>1m	130	-0,30,1 mm/d	
Kou-S	OWD	4	5			25-35 cm	ja	>1m	130	<-0,3 mm/d	Verzamel drain
	Controle	4	5			20-25 cm	ja	>1m	135	-0,1- 0,1	
Kou-B	OWD	4	5	1		20-25 cm	ja	<1m	110	-0,1- 0,1	Drukdrainage
	Controle	4	5	1		20-25 cm	ja	<1m	110	-0,1- 0,1	

Tabel A1.2: Overzicht van het aantal snedes, aantal beweide dagen en bodemeigenschappen van de OWD-, HZP- en Controlepercelen op de verschillende locaties.

Tabel A1.3: Overzicht van de muizenschade, moment van gras inzaaien en de vorm van grondbewerking op de verschillende locaties.

		%	Muizen		
	Muize schade	schade	aanpak	Ingezaaid	Grondbewerking
Ald	-			Voor 1990	Voor 1990 - frezen ploegen, kilveren
Ger	2014	30%	Bevloeien	2012	2012 - ploegen, kilveren
Kou-G	2014	25%	Bevloeien	1999	Ploegsporen in klei en veen
Kou-S	2014	groot	Frezen	2015	2015 - frezen, ploegen en egalizeren
Kou-B	2004 - 2014	groot	Frezen	2005 - 2015	2005 - geploegd tot 20 cm - 2015 - frezen

## Appendix II: Flux berekeningen gap filling

Flux berekening

Gasfluxen van CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O zijn berekend met behulp van de helling van de gas concentratie over tijd.

 $F = \frac{V}{A} * slope * \frac{P * F1 * F2}{R * T}$  $F = Gasflux (mg C m^2 d^{-1})$ V= Kamer volume A = Kameroppervlakte (0.64 m<sup>2</sup>)Slope= relatie tussen CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O en tijd (ppm/seconde) P=Luchtdruk (kPa) F1= molecuul gewicht CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>O (44 g mol<sup>-1</sup>) of CH<sub>4</sub> (16 g mol<sup>-1</sup>) F2= Conversie factor seconden naar dagen  $R = Gasconstante (8.3144 J K^{-1} mol^{-1})$ T= Temperatuur in Kelvin (K)

Reco modellering

Voor een CO2 jaar balans worden Reco en GPP berekend voor de dagen dat er niet gemeten is met behulp van een modelfit op de gemeten data. Voor Reco wordt bodem temperatuur gebruikt voor het fitten van Lloyd Taylor model.

 $Reco = Reco_{T_{ref}} * e^{E_0 * \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0}\right)}$ 

 $R_{eco} = Ecosysteem respiratie (R_{eco})$  $R_{ecoTref}$  = respiratie bij referentie temperatuur  $E_0 =$  lange termijn ecosysteem gevoeligheid coëfficiënt (308.56, Lloyd-Taylor 1994)  $T_0$  = temperatuur tussen 0 en T (227.13, Lloyd-Taylor 1994) T = geobserveerde temperatuur (T-bodem -5 cm in K)

 $T_{ref}$  = referentie temperatuur (10 graden C, 283.15 K)

#### GPP modelering

De relatie tussen de opname van  $CO_2$  door het gras (GPP) en PAR kan gemodelleerd worden door middel van een Light-response curve. GPP wordt berekend door de gemeten  $R_{eco}$  van de gemeten NEE af te trekken.

 $GPP = \frac{\alpha * PAR * GPP_{max}}{GPP_{max} + \alpha * PAR} - Reco_{day}$ 

GPP = Gross primaire productie

 $\alpha = \text{ecosysteem quantum yield (}\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{)}, \text{ helling bij lange licht intensiteit (<400 }\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{ in Falge et al. 2001)}$ 

PAR = fotosynthetisch actieve straling (photosynthetic photon flux density) ( $\mu$ mol quantum m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>)

 $GPP_{max}$  = maximum bruto primaire productie

 $R_{eco}$ = Berekend met Lloyd-Taylor functie.
# Appendix III: uncertainty analyse koolstofbalans

De balans bestaat uit componenten van  $CO_2$  (R<sub>eco</sub>, GPP, NEE, C-export en bemesting) en sensitiviteits analyse voor een mogelijk overschatting van R<sub>eco</sub> (veenweide respiratie). Een correctie met 15% komt goed overeen met bodemdalingsmetingen in de periode 2017-2020 en jaarbudgetten van eddy co-variance in 2019 in Aldeboarn. Eenheid is ton  $CO_2$  per hectare per jaar.

Locatie	Behandeling	C-export	Bemesting	GPP	NEE	Reco	Reco -10%	Reco -15%	Reco -20%	Reco -25%	CO2	CO2 -10%	CO2 -15%	CO2 -20%	CO2 -25%
2017		t CO2 ha yr													
Ald	OWD	16.6	6.9	-89	37	126	113	107	102	L 94	47	7 34	4 2	8 22	2 15
	Controle	19.3	-6.9	-82	53	135	121	115	108	3 101	66	5 52	2 4	5 39	9 32
Ger	OWD	15.3	-5.3	-98	27	125	113	106	100	) 94	37	7 25	5 1	9 12	2 6
	Controle	15.5	5.3	-92	31	123	111	105	99	93 93	43	L 29	9 2	3 1	7 11
Kou-G	OWD	22.1	-10.9	-88	45	133	119	113	106	5 99	56	5 43	3 3	5 29	9 23
	Controle	23.3	-10.9	-100	23	123	110	104	. 98	3 92	35	5 23	3 1	7 10	) 4
Kou-S	OWD	15.7	-9.3	-79	56	135	121	114	. 108	3 101	62	2 49	9 4	2 3!	5 29
	Controle	16.3	-9.3	-83	45	128	115	109	102	2 96	52	2 39	9 3	3 21	7 20

		C-export	Bemesting	GPP	NEE	Reco	Reco -10%	Reco -15%	Reco -20%	Reco -25%	CO2	CO2 -10%	CO2 -15%	CO2 -20%	CO2 -25%
2018		t CO2 ha yr	t CO2 ha yr	t CO2 ha yr	t CO2 ha yr	t CO2 ha yr	t CO2 ha yr	t CO2 ha yr							
Ald	OWD	14	-7.4	-75	23	98	88	83	3 78	3 74	30	20	) 15	10	) 5
	Controle	14	-7.4	-69	32	101	91	86	5 8:	L 76	38	28	23	18	3 13
Ger	OWD	13.8	-9.3	-74	44	118	106	100	) 94	1 89	49	37	' 31	25	5 19
	Controle	12.2	-9.3	-65	47	112	100	95	5 89	9 84	50	39	33	27	22
Kou-G	OWD	15.7	-9.3	-83	26	109	98	93	8 87	7 82	33	22	16	11	. 5
	Controle	15.8	-9.3	-74	25	99	89	84	4 7 <u>9</u>	) 74	31	22	. 17	12	. 7
Kou-S	OWD	13.4	-9.3	-56	27	83	75	71	66	6 62	31	23	19	14	10
	Controle	12	-9.3	-56	31	86	78	73	69	9 65	33	25	20	16	5 12



**Figuur S4.** Daggemiddelden van de gemeten  $R_{eco}$  (in g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) uitgezet tegen de grondwaterstand (in cm). De data van de vier locaties Ald, Ger, Kou-G, Kou-S en de drie meetjaren 2017, 2018 en 2019 zijn samengevoegd. Data van het OWD-perceel (Drain) en controle zijn weergegeven.

# Appendix IV: meerwerk sensitiviteitsanalyse CO2 budgetten

### Introductie

Het is belangrijk om te weten hoeveel CO<sub>2</sub> er uit Nederlandse veenweide gebieden wordt uitgestoten. In de recente rapportage [1] is berekend hoeveel CO<sub>2</sub> er uit vier Friese veenweidegebieden in 2017 en 2018 werd uitgestoten (Netto Ecosystem Exchange, NEE). Deze NEE budgetten worden berekend uit primaire productie (GPP), ecosysteem respiratie (R.eco), gewasopbrengst en bemesting. In deze berekeningen waren GPP en gewasopbrengst nauw met elkaar gecorreleerd. De berekende ecosysteem respiratie (R.eco) in dat rapport is echter aan de hoge kant vergeleken met literatuurwaarden [2, 3] en vertoonde meer variatie.

De discrepantie tussen de berekende R.eco waarden in het Friese veenweidegebied en andere studies kan een aantal oorzaken hebben. Zo kan de dataset mogelijk berekende R.eco waarden bevatten die niet representatief zijn voor de werkelijke veldsituatie (uitschieters). Deze uitschieters, zeker als deze een factor 10 of meer verschillen, kunnen een disproportioneel verhogend effect op de berekende CO<sub>2</sub> balans hebben.

Een andere mogelijke verklaring zijn strategische keuzes die gemaakt worden bij de analyse van dit soort data. Zo worden er in studies bijvoorbeeld soms meetcampagnes over het seizoen samengevoegd om een bredere spreiding te krijgen in bodemtemperatuur en lichtintensiteit. In de meest extreme vorm hiervan kan de R.eco berekening op de dataset van het hele jaar toegepast worden.

Daarnaast kan graslengte op het perceel ook een effect hebben op gemeten R.eco waarden. Op momenten dat er veel gras aanwezig is, is de gemeten ecosysteem respiratie niet alleen een representatie van de respiratie die in de bodem plaatsvindt, maar omvat ook mogelijk respiratie van de graszoden. Een methode om de effecten van graslengte op R.eco in kaart te brengen, is het berekenen van R.eco jaarbudget met en zonder percelen met hoog gras.

### Onderzoeksvragen

In dit rapport onderzoeken wij zowel het effect van het samenvoegen van meetcampagnes als het weglaten van meetcampagnes met uitschieters op de berekende R.eco en GPP jaarbudgetten in vier Friese veenweide gebieden. Een belangrijke vraag hierbij is of de berekende R.eco jaarbudgetten in [1] onderhevig zijn geweest aan extreme meetwaardes die de discrepantie tussen literatuur en metingen kunnen verklaren. Daarnaast kan met deze analyse getoetst worden of de R.eco berekeningen robuust zijn over methodes heen.

In deze specifieke analyse bekijken we 3 vormen van samenvoeging:

- Het berekenen van de relatie tussen R.eco en bodemtemperatuur per meetcampagne en deze waarden interpoleren tussen meetcampagnes (campaignwise interpolatie)
- Het samenvoegen van R.eco metingen in de winter (periode november t/m maart) en in de zomer (periode april t/m oktober) (halfjaar interpolatie)
- Het samenvoegen van alle R.eco metingen binnen hetzelfde jaar (jaar interpolatie)

Voor het analyseren van uitschieters bekijken we de volgende type R.eco modellen:

- Het weglaten van de (arbitrair gekozen) hoogste 20% van de gemeten R.eco waarden per meetcampagne (20% gap-filling)
- Het weglaten van meetcampagnes waarin de berekende R.eco een uitschieter is (zonder extreme uitschieters)
- Het weglaten van meetcampagnes waarin de berekende R.eco 2x zo hoog als de jaargemiddelde R.eco is (zonder uitschieters)

- Het weglaten van frames per meetcampagne waarin de graslengte extreem hoog is (zonder hoog gras)

#### Methode

Deze analyse is uitgevoerd op een bestaande dataset uit [1]. De huidige analyse focust op de gemeten CO<sub>2</sub> fluxen op drainage en controle plots van vier locaties, namelijk Aldeboarn (Ald), Gersloot (Ger) en twee locaties bij Koufurderrige (Kou-G en Kou-S). Deze fluxen zijn gemeten in verduisterde en transparante kamers, om een differentiatie te maken tussen respiratie (R.eco) fluxen in het donker en NEE fluxen in het licht. Alle analyses zijn individueel berekend per locatie, jaar en drainage behandeling en uitgevoerd in R [4].

#### R.eco en GPP berekeningen

De parameters voor ecosysteem respiratie (R.eco) zijn bepaald aan de hand van de Arrhenius vergelijking in de R functie reco (*flux* pakket [5]). Hierbij is bodem temperatuur op 5 cm diepte gerelateerd aan  $CO_2$  fluxen in verduisterde meetkamers:

$$R.eco = t_1 * e^{E_0(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0})}$$

R.eco	=	gemeten ecosysteem respiratie (R.eco)
t <sub>1</sub>	=	respiratie bij referentie temperatuur
E <sub>0</sub>	=	lange termijn ecosysteem gevoeligheid coëfficiënt
T <sub>0</sub>	=	standaard activatie temperatuur van het Arrhenius model (-46.02 $^{\circ}\mathrm{C}$ )
Т	=	gemeten bodemtemperatuur op 5 cm diepte (in °C)
T <sub>ref</sub>	=	referentie temperatuur (10 °C)

Ecosysteem productie (GPP) is berekend door van de gemeten  $CO_2$  flux in de transparante kamers de gemodelleerde R.eco aan de hand van de vergelijking hierboven af te trekken. De GPP-parameters GPmax en  $\alpha$  zijn daarna bepaald aan de hand van een Michaelis-Menten vergelijking met de R functie gpp (flux pakket). Hiervoor is de gemeten lichtintensiteit in de transparante meetkamers als volgt gerelateerd aan de berekende GPP fluxen:

$$GPP = \frac{\alpha * PAR * GP_{max}}{\alpha * PAR + GP_{max}}$$

GPP	=	berekende ecosysteem productie ('Gross Primary Production')
α	=	ecosysteem quantum yield ( $\mu$ mol CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ),
PAR	=	gemeten fotosynthetisch actieve straling ( $\mu$ mol quantum m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )
GP <sub>max</sub>	=	asymptotische maximum GPP bij saturerende PAR waarden (in $\mu$ mol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )

Om de R.eco en GPP jaarbudgetten te berekenen is de op de data gefitte relatie toegepast op bodem temperatuur en lichtintensiteit metingen van de rest van het jaar. Standaarddeviaties op de berekende R.eco jaarbudget zijn bepaald met behulp van jack-knife bootstrapping van de dagwaarden (functie *auc.mc*).

#### Samenvoegen van campagnes voor R.eco en GPP berekeningen

De bovenstaande R.eco en GPP modellen zijn gedraaid op 3 iteraties van samenvoegen van data. Allereerst is het model 'vol geautomatiseerd' campaignwise gedraaid. Daarbij zijn per locatie, jaar en meetcampagne de R.eco parameters t1 en E0 en de GPP-parameters GPmax en  $\alpha$  bepaalt. Met gemeten bodemtemperatuur en lichtintensiteit over het hele jaar zijn daarna de jaarbudgetten bepaald. Hiervoor is het gewogen gemiddelde tussen meetcampagnes in gemodelleerde waarden genomen.

In de halfjaar interpolatie is de dataset per locatie en jaar opgesplitst in de winterperiode november t/m maart en de zomerperiode april t/m oktober. Voor elke halfjaar periode is een R.eco en GPP relatie bepaalt en geïnterpoleerd buiten de meetcampagnes binnen de periode met de berekende parameters en gemeten bodemtemperatuur en lichtintensiteit. De R.eco en GPP jaarbudgetten zijn daarna bepaald door de gemiddelde dagwaarden bij elkaar op te tellen.

In de jaar interpolatie is er één R.eco en GPP model gedraaid per locatie en jaar. Hierbij zijn de data van alle meetcampagnes samengevoegd. De gemodelleerde parameter-waarden zijn daarna toepast op de gemeten bodemtemperatuur en lichtintensiteit gedurende het hele jaar.

#### Gap-filling analyse voor R.eco berekeningen

De gap-filling analyse bestaat in dit geval uit drie verschillende methoden, allemaal bedoeld om extreme waarden uit de dataset weg te filteren. Allereerst is per locatie, drainage behandeling en meetcampagne de hoogste 20% van de gemeten CO<sub>2</sub> fluxen uit de dataset buiten beschouwing gelaten. Hierna is het R.eco jaarbudget met zowel de campaignwise methode (campaignwise 20% gap-filling), de jaar interpolatie methode (jaarmodel 20% gap-filling) als de halfjaar interpolatie methode (halfjaar interpolatie 20% gap-filling) berekend.

Als tweede methode zijn uitschieters (outliers) in meetcampagnes uit de dataset verwijderd. Dit is op twee manieren gedaan, namelijk door het bepalen van uitschieters in het algemeen en extreme uitschieters. Algemene uitschieters zijn in deze analyse gedefinieerd als R.eco meetcampagnewaarden die hoger liggen dan 2x de gemiddelde R.eco meetcampagnewaarden over het jaar heen. Extreme uitschieters zijn gedefinieerd als gemiddelde meetcampagnewaardes die ofwel hoger zijn dan de derde kwartielwaarde + 1,5 maal de interkwartielafstand ofwel lager dan de eerste kwartielwaarde – 1.5 maal de interkwartielafstand (zie figuur 1). Na het buiten beschouwing houden van meetcampagnes die bestaan uit (extreme) uitschieters, is het R.eco jaarbudget berekend met gewogen gemiddeldes tussen overgebleven meetcampagnes in gemodelleerde R.eco waarden (campaignwise zonder uitschieters en campaignwise zonder extreme uitschieters).



Figuur A4.1: schematische weergave van de positie van uitschieters ten opzichte van kwartielwaardes en interkwartielafstand (overgenomen uit [6]).

De derde methode in gap-filling binnen de R.eco berekeningen is het buiten beschouwing laten van frames met hoge graslengte. Per locatie en meetcampagne zijn de CO<sub>2</sub> fluxen op 3 individuele frames gemeten. Deze frames lagen op 0.5, 1.5 en 3 meter afstand van de drain voor onderwaterdrainage [1]. In de analyse is per frame en meetcampagne de gemiddelde graslengte bepaald. Als deze gemiddelde graslengte hoger dan 15 cm was, werd dit frame niet meegenomen in verdere analyse. Met de overgebleven data is het R.eco berekening met een campaignwise, halfjaar en jaar interpolatie gedraaid en gegap-filled zoals hierboven beschreven (campaignwise interpolatie zonder hoog gras, halfjaar interpolatie zonder hoog gras en jaar interpolatie zonder hoog gras).

#### Statistiek

Verschillen in R.eco en GPP jaarbudgetten tussen methodes, jaren en locaties zijn statistisch getest met 3way ANOVA's (functie *aov*) en Student's T-testen (functie *t.test*). Post-hoc vergelijkingen zijn getest met Tukey's range testen (functie *glht*).

#### Resultaten



R.eco berekeningen - samenvoegen van meetcampagnes

Figuur A4.2: Gemiddelde R.eco jaarbudgetten (met standaard deviatie) over jaren, locaties en behandelingen heen. De verschillende opties voor het samenvoegen van campagnes, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. R.eco interpolaties met waarden hoger dan 150 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar zijn in dit figuur niet meegenomen, maar terug te vinden in het supplement.

Allereerst hebben we bekeken wat het effect is van het samenvoegen van meetcampagnes tot halfjaar en jaar interpolaties op de R.eco jaarbudgetten (Figuur 2, 3 en 4). Er was sprake van een significant verschil tussen samenvoegings-methoden op de berekende R.eco jaarbudgetten (P<0.001). Uit post-hoc vergelijkingen bleek echter dat dit effect niet eenduidig was tussen locaties, jaren of model typen. In andere woorden was het niet zo dat 1 van de interpolatie methodes een standaard hogere of lagere inschatting van R.eco teweeg brengt. Geen van de samenvoeging methoden leidde tot een significant lager jaarbudget dan de benchmark rapportage.

De berekende R.eco jaarbudgetten waren verder significant verschillend tussen jaren en locaties en deze effecten interacteerden met elkaar (3-way ANOVA, P<0.001). In het algemeen genomen waren de berekende R.eco jaarbudgetten hoger in 2017 dan in 2018. In 2018 was het R.eco jaarbudget significant hogere in Gersloot dan in Koufurderrige, terwijl dit effect niet aanwezig was in 2017.



**Figuur A4.3:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op de verschillende locaties in Friesland in de drainage en controle behandeling. De verschillende opties voor het samenvoegen van campagnes, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. R.eco interpolaties met waarden hoger dan 150 ton/ha/jaar zijn in dit figuur niet meegenomen, maar terug te vinden in het supplement.



**Figuur A4.4:** Percentage afwijking van berekende R.eco jaarbudgetten ten opzichte van de benchmark rapportage [1]. Waarden voor het samenvoegen van meetcampagnes zijn weergegeven voor 2017 en 2018 op de verschillende locaties en in de drainage en controle behandeling.

#### R.eco berekeningen - gap-filling analyse

In de volgende analyse werd bekeken wat het effect van 20% R.eco gap-filling, het niet meenemen van campagnes met uitschieters en frames met hoog gras op de R.eco jaarbudgetten.





Figuur 5 geeft de gemiddelde R.eco jaarbudgetten met en zonder 20% gap-filling methodes weer. 20% gap-filling in de campaignwise interpolatie leidde tot een significante reductie in R.eco jaarbudget van 13% (Student's T-test, P=0.03). Geen van de 20% gap-filling methoden leidde tot een significant lager R.eco jaarbudget dan in de benchmark rapportage.

Wanneer de R.eco jaarbudgetten uitgesplitst per locatie, jaar en gap-filling methode worden bekeken (figuur 6), komen significante verschillen tussen jaren, locaties en type gap-filling interpolaties met verschillende modellen naar voren (3-way ANOVA, P<0.001). Net zoals bij de volledige dataset in figuur 2, zijn de berekende ecosysteem respiratie in alle gap-filling interpolaties en op alle locaties hoger in 2017 dan in 2018. De verschillen met type gap-filling interpolatie en locatie interacteerden verder met het effect van jaar. In andere woorden, de verschillen tussen modellen en locaties zijn niet gelijk over de jaren heen. In 2018 is de R.eco in Gersloot 16% hoger dan alle andere locaties, terwijl dit effect niet zichtbaar is in 2017. Op vergelijkbare wijze zijn er geen verschillen tussen gap-filling modellen te vinden in 2017, terwijl in 2018 campaignwise 20% gap-filling tot een significant hogere R.eco balans leidt. Over alle locaties bekeken is dit een gemiddelde verhoging van 23%.



**Figuur A4.6:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op de verschillende locaties in Friesland in de drainage en controle behandeling. De verschillende opties voor de 20% gap-filling analyses, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. R.eco interpolaties met waarden hoger dan 150 ton/ha/jaar zijn in dit figuur niet meegenomen, maar zijn terug te vinden in het supplement.

Figuur 7 toont de verschillende opties voor het weglaten van (extreme) uitschieters en dagen met extreem hoog gras. Welke meetcampagnes bij deze analyses buiten beschouwing zijn gehouden staat in Tabel S1. De resultaten van extreme uitschieters en algemene uitschieters komen overeen in 2017 omdat daar dezelfde data buiten beschouwing werden gelaten in beide analyses. Het buiten beschouwing laten van (extreme) uitschieters in de dataset leidde niet tot een significant lager campaignwise R.eco jaarbudget. Daarnaast leidden geen van de bekeken methodes tot een significant lager jaarbudget dan het jaarbudget in de benchmark rapportage.



Figuur A4.7: Gemiddelde R.eco jaarbudget (met standaard deviatie) over jaren, locaties en behandelingen heen. De verschillende opties voor het buiten beschouwing laten van uitschieters, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. R.eco campaignwise interpolaties met waarden hoger dan 150 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar zijn in dit figuur niet meegenomen, maar zijn terug te vinden in het supplement.

Wanneer de R.eco jaarbudgetten per methode, locatie, behandeling en jaar werden bekeken (Figuur 8) kwamen hier zoals bij de vorige analyses significante verschillen tussen deze factoren naar boven. Uit posthoc testen bleek dat de effecten van methode niet eenduidig waren. Vergelijkbaar met vorige analyses is het R.eco jaarbudget significant lager in 2018 dan in 2017, namelijk met gemiddeld 22% (30 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar). De effecten van jaren en locaties interacteerden met elkaar. Om specifiek te zijn was de gemiddelde R.eco 2018 jaarbudget in Koufurderrige-S 19% (13 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar) lager dan op andere locaties.



**Figuur A4.8:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op de verschillende locaties in Friesland in de drainage en controle behandeling. De verschillende opties voor het buiten beschouwing houden van uitschieters, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. R.eco interpolaties met waarden hoger dan 150 ton/ha/jaar zijn in dit figuur niet meegenomen, maar zijn terug te vinden in het supplement.

Jaar	locatie	R.eco controle	R.eco drainage	P-waarde	GPP controle	GPP drainage	P-waarde
2017	Aldeboarn	$139.2 \pm 7.4$	130.9 ± 11.6	0.0543	-75.0 ± 39.0	-103.4 ± 30.1	0.0137*
	Gersloot	$128.3 \pm 8.6$	128.4 ± 9.7	0.995	-85.0 ± 11.7	$-76.4 \pm 27.2$	0.203
	Koufurderrige-G	$134.5\pm8.0$	$139.6 \pm 7.6$	0.0899	$-96.0 \pm 20.2$	$-89.5\pm15.0$	0.256
	Koufurderrige -S	133.2 ± 6.3	129.4 ± 9.6	0.312	-72.7 ± 39.4	$-65.1 \pm 26.7$	0.574
	Alle locaties	133.6 ± 8.4	131.7 ± 10.5	0.335	$-82.2 \pm 30.9$	-83.8 ± 31.3	0.74
2018	Aldeboarn	$108.9\pm10.6$	$101.4 \pm 9.6$	0.0524	$-64.8 \pm 7.4$	$-67.8 \pm 11.4$	0.33
	Gersloot	$109.9\pm5.4$	120.6 ± 12.4	0.00384**	$-60.8 \pm 6.3$	$-74.9\pm6.8$	<0.001***
	Koufurderrige -G	93.6±5.6	111.0 ± 11.8	<0.0001***	$-65.1 \pm 6.0$	-77.1 ± 8.2	<0.001***
	Koufurderrige -S	93.6±9.5	87.3 ± 7.0	0.0636	-53.5 ± 4.5	-58.4 ± 8.3	0.0264*
	Alle locaties	101.7 ± 11.2	106.6 ± 16.2	0.0611	$-61.0 \pm 7.6$	-69.5 ± 11.3	<0.001***
2017-2018	Aldeboarn	$121.7 \pm 17.8$	115.1 ± 18.2	0.186	-69.9 ± 28.2	$-85.6 \pm 28.8$	0.0158*
	Gersloot	$118.8 \pm 11.7$	$124.0\pm11.8$	0.0828	-72.9 ± 15.3	$-75.7 \pm 19.6$	0.482
	Koufurderrige -G	$116.6 \pm 21.7$	$123.7 \pm 17.6$	0.19	-80.5 ± 21.5	-83.3 ± 13.5	0.496
	Koufurderrige -S	$110.1 \pm 21.5$	$106.6 \pm 22.9$	0.593	-63.1 ± 29.4	$-62.1 \pm 26.7$	0.875
	Alle locaties	$116.9 \pm 18.8$	$117.9 \pm 18.7$	0.695	-71.6 ± 24.8	-76.7 ± 24.5	0.0673

**Tabel A4.1:** Gemiddelde R.eco en GPP waarden  $(\pm SD)$  per locatie en jaar. De R.eco waarden zijn gebaseerd op alle modellen waarin de berekende jaarbudget kleiner dan 150 was. Het effect van drainage behandeling is getest met behulp van een one-way ANOVA, waarbij significante testresultaten in boldface zijn weergegeven.

Tabel 1 geeft een samenvatting van de berekende R.eco en GPP jaarbudgetten per locatie, behandeling en jaar. Hiervoor is het gemiddelde over alle verschillende analyses berekend. De effecten van de drainage behandeling op R.eco jaarbudgetten zijn over het overgrote deel van de locaties niet duidelijk. Alleen op locaties Gersloot en Koufurderrige-G in 2018 was de R.eco significant hoger in de drainagebehandeling dan in de controle. Drainage behandelingen had een meetbaarder effect op de GPP jaarbudgetten, waarbij GPP op alle locaties in 2018 en in Aldeboarn over beide jaren heen significant gestimuleerd werden door de drainage behandeling.



#### GPP berekeningen - samenvoegen van meetcampagnes



Herberekening van de GPP jaarbudgetten leidde tot een significante 10-15 ton hogere CO<sub>2</sub> opname per hectare per jaar ten opzichte van de benchmark rapportage uit 2019 (Figuur 9, P=0.02, Student's T-test). Daarnaast waren GPP jaarbudgetten significant verschillend tussen jaren en locaties (Figuur 10). Vergelijkbaar met de resultaten van R.eco is de berekende GPP in 2018 35% (23 CO<sub>2</sub>/ha/jaar) hoger dan in 2017. Daarnaast is het GPP jaarbudget op Gersloot 5% hoger dan op de andere locaties. Ook was er sprake van een significant effect van type interpolatie op het berekende GPP budget, al volgde daar geen eenduidig effect uit de post-hoc test.



**Figuur A4.10:** Berekende GPP jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op de verschillende locaties in Friesland in de drainage en controle behandeling. De verschillende opties voor het samenvoegen van campagnes, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven.

#### Discussie

Sinds oktober 2016 wordt in de provincie Friesland CO<sub>2</sub> emissies uit veenweide gebieden gemonitord en een aantal maatregelen zoals onderwaterdrainage zijn genomen om de emissies in deze gebieden te verlagen. Deze emissie berekeningen zijn van belang voor het identificeren van effecten van deze maatregelen, maar zijn mogelijk ook afhankelijk van analytische keuzes die gemaakt worden. In de hier gepresenteerde sensitiviteits-analyse bekeken we het effect van het samenvoegen van meetcampagnes en het weglaten van meetcampagnes met uitschieters op de berekende R.eco en GPP jaar budgetten in vier van deze veenweide gebieden.

Uit deze analyse kwam onder andere naar voren dat het campaignwise modelleren van R.eco fluxen vaak tot hoge R.eco jaarbalansen leidde. In 15 van de 18 berekeningen was het R.eco jaarbudget van het campaignwise model extreem hoog (Figuur 3). In theorie zou campaignwise modelleren juist voor een verbeterde R.eco bepaling leiden doordat de seizoensdynamiek in temperatuursafhankelijkheid meegenomen kan worden met deze benadering. In onze ervaring blijkt echter dat de campaignwise modellering in alle gevallen tot hogere R.eco balansen leidt dan gerapporteerd in [1], met een verschil van minstens 10 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar. Deze overschatting kan mogelijk verklaard worden door de relatief kleine temperatuur-ranges binnen een campagne vergeleken met de variatie in bodem temperatuur gedurende het jaar. In periodes waarbij de bodemtemperatuur snel op- of afloopt, zoals het voor- en najaar, wordt er daardoor vrij snel buiten de temperatuur range van de campagnes geïnterpoleerd. Dit kan mogelijk opgevangen worden door meer frequente meetcampagnes in periodes waarop er veel verandering in bodemtemperatuur wordt verwacht.

#### Samenvoegen van meetcampagnes stabiliseert de R.eco jaarbudget berekening

Bij het analyseren van dit type data zijn er verscheidene mogelijkheden tot het samenvoegen van meetcampagnes. Elk van deze methodes heeft zijn eigen voor- en nadelen. Hierboven bespraken we al de voor- en nadelen van campaignwise modellering. Het samenvoegen van meetcampagnes leidt tot een grotere range aan bodem temperaturen binnen een model, wat de stabiliteit van de interpolatie ten goede komt. Dit is te zien aan de resultaten van de halfjaar en jaar interpolatie voor de R.eco berekeningen (Figuur 2), die significant lager waren dan de automatische berekening uit de campaignwise modellen (Figuur S1). Ondanks dat de meeste model berekeningen boven de gerapporteerde waarden uit [1] uitkomen, verschillen ze met deze waarden maximaal 10 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar. Dit geeft de robuustheid van de gerapporteerde waarden aan. Naast het stabiliserende effect van het samenvoegen van meetcampagnes op de R.eco berekeningen, kan dit echter ook leiden tot verlies in seizoensdynamiek in andere factoren, zoals bijvoorbeeld graslengte. Door slim te combineren van meetcampagnes waarbij de variatie in deze andere factoren beperkt blijft (bijvoorbeeld meetcampagnes vlak na elkaar of binnen hetzelfde seizoen) kunnen de nadelige effecten van het combineren van meetcampagnes mogelijk beperkt blijven.

#### 20% R.eco gap-filling leidt tot verlaging van campaignwise jaarbudgetten

Uit onze resultaten komt naar voren dat buiten beschouwing laten van de hoogst gemeten 20% per meetcampagne leidt tot een 13% lager R.eco jaarbudget in de campaignwise interpolatie (Figuur 5). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de R.eco modelfits bij 20% gap-filling minder gevoelig voor extreem hoge waarden zijn (want deze worden niet meegenomen), waardoor de gemodelleerde temperatuurs-gevoeligheid van ecosysteem respiratie verlaagd wordt. Dit effect was echter niet zichtbaar bij de halfjaar en jaar interpolaties. In deze analyses was er geen significante verlaging van de R.eco jaarbudgetten bij 20% gap-filling, ondanks dat de gemiddelde jaarbudgetten in beide analyses wel lager lagen. Mogelijk is dit een effect van grotere datasets als gevolg van het combineren van meetcampagnes, die in deze modelfits worden meegenomen, waardoor de fits minder gevoelig zijn voor het weglaten van datapunten.

De berekende R.eco jaarbudgetten met 20% gap-filling waren niet significant lager dan de jaarbudgetten uit de benchmark rapportage. Ondanks dat gap-filling kan leiden tot een verlaagd R.eco jaarbudget zoals aangetoond bij de campaignwise interpolatie, is dit effect niet sterk genoeg om discrepanties tussen de emissies metingen in deze dataset en literatuurwaarden te verklaren.

#### Uitschieter analyses bufferen extreem hoge R.eco jaarbudgetten

Voor de analyse van de effecten van uitschieters op de R.eco jaarbudgetten is gekeken naar het buiten beschouwing laten van (extreme) uitschieters in meetcampagnes en frames met hoog gras (Tabel S1). Wanneer gekeken werd naar realistische R.eco jaarbudgetten uit campaignwise interpolaties, leiden het buiten beschouwing laten van (extreme) uitschieters niet tot een significant lager jaarbudget. Wanneer alle campaignwise waarden werden meegenomen was dit wel het geval (Figuur S2-5), alhoewel deze waarden in 15 van de 18 cases daarmee nog niet binnen een realistische range van lager dan 150 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar vielen (Figuur 8).

Meetcampagnes met hoog gras hadden in 1 van de 18 cases (Gersloot 2018 drainage behandeling ) een sterk effect op de campaignwise jaarbudgetten. In deze case leidde het buiten beschouwing laten van frames met hoog gras tot een realistische campaignwise R.eco berekening. In de andere casussen en bij de halfjaar en jaar interpolatie leidde deze hoog-gras-analyse niet tot een significante verlaging van de R.eco jaarbudgetten.

Geen van de uitschieter methodes leidde daarnaast tot een significant lager jaarbudget dan het jaarbudget in de benchmark rapportage. Uit deze analyse kunnen we concluderen dat het identificeren en buiten beschouwing laten van uitschieters een significant effect op de R.eco jaarbudgetten heeft. Desondanks kan hiermee niet de discrepantie tussen de budgetten in deze studie en de literatuur worden verklaard.

#### Conclusie

Al met al kunnen we aan de hand van deze analyses een aantal conclusies trekken. Allereerst kunnen we concluderen dat het campaignwise modelleren van R.eco tot grillige resultaten kan leiden. Dit effect kan worden voorkomen door het combineren van verschillende campagnes om zo een grotere bandbreedte aan bodemtemperaturen mee te kunnen nemen in het model. Ook het buiten beschouwing laten van (extreme) uitschieters in de jaarbudget berekeningen kan deze grillige resultaten voorkomen. Het verwijderen van de 20% hoogste waarden per campagne leidt tot een verlaging van de berekende R.eco. Onze analyse laat verder zien dat het automatiseren van de R.eco berekeningen niet ongecompliceerd is. Expert judgement blijft nodig voor het modelleren en interpreteren van dit type datasets.

Ondanks dat de methoden in deze rapportage kunnen leiden tot een verlaagd R.eco jaarbudget, is deze verlaging niet groot genoeg om discrepanties tussen de emissies metingen in deze dataset en literatuurwaarden te verklaren. Hiermee concluderen wij dat de berekende R.eco jaarbudgetten in [1] niet sterk beïnvloedt zijn door uitschieters en een accurate weergave zijn van de R.eco budget berekeningen binnen de context van deze methode.

#### Aanbevelingen

Op basis van deze rapportage zouden we willen aanbevelen om binnen campagnes grotere datasets te genereren met grotere temperatuur en licht ranges in de metingen. Om dit met mankracht te bewerkstelligen wordt echter snel onwerkbaar, gezien hoeveel manuren er in het verzamelen van de huidige dataset zat. Automatiseren van metingen met automatische kamers kan helpen om het aantal manuren in veldwerk te verminderen en toch de omvang de meetcampagnes te vergroten. Dit zou gecombineerd kunnen worden met strategisch gekozen manuele metingen in periodes van hoge fluxen. De kans op variatie bij hogere fluxen is namelijk ook meer aanwezig, waardoor dit soort variatie dan ook gevangen kan worden in de metingen.

#### Literatuur Appendix Uncertainty analysis

- 1. van den Berg, M., et al., CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O en CH<sub>4</sub> emissies en bodemdaling in de Friese Veenweiden, in Technische rapportage: project 'Monitoring veenoxidatiesnelheden en broekasgasemissies PF-2016/165140'. 2019, Radboud Universiteit.
- 2. Tiemeyer, B., et al., *A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application.* Ecological Indicators, 2020. **109**: p. 105838.
- 3. Schrier-Uijl, A., et al., *Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink-a synthesis of a Dutch landscape study.* Biogeosciences, 2014. **11**(16): p. 4559.
- 4. R Core team, R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2013.
- 5. Jurasinski, G., et al., *flux-package: Flux rate estimation with dynamic closed chamber data*. 2014.
- 6. Bakar, N.A. and S. Rosbi, *High volatility detection method using statistical process control for cryptocurrency exchange rate: A case study of Bitcoin.* The International Journal of Engineering and Science, 2017. **6**(11): p. 39-48.
- 7. Weideveld, S.T.J., et al., *Sub-soil irrigation does not lower greenhouse gas emission from drained peat meadows*. Biogeosciences Discuss., 2020. **2020**: p. 1-35.

## Supplement uncertainty analyse gap-filling

Tabel A4S1: Geïdentificeerde uitschieters in R.eco	meetcampagnes, aangegever	n per jaar, locatie en	drainagebehandeling

Jaar	Locatie	Behandeling	Extreme uitschieter data	Uitschieter data	Frames met hoog gras
2017	Aldeboarn	Drainage	20-4-2017	20-4-2017	31-5-2017 alle frames
					27-6-2017 alle frames
					1-8-2017 alle frames
					9-11-2017 1.5m
2017	Aldeboarn	Controle	21-2-2017	21-2-2017	31-5-2017 alle frames
					20-6-2017 1.5m
					27-6-2017 alle frames
					12-7-2017 alle frames
					1-8-2017 alle frames
2018	Aldeboarn	Drainage	-	-	-
2018	Aldeboarn	Controle	23-8-2018	23-8-2018	17-7-2018 1.5m
			10-9-2018	10-9-2018	10-9-2017 3m
2017	Gersloot	Drainage	-	-	30-5-2017 alle frames
					11-7-2017 1.5 en 3m
2017	Gersloot	Controle	-	-	30-5-2017 alle frames
2018	Gersloot	Drainage	8-5-2018	8-5-2018	2-5-2018 alle frames
				5-6-2018	8-5-2018 alle frames
					5-6-2018 alle frames
2018	Gersloot	Controle	8-5-2018	8-5-2018	2-5-2018 alle frames
					8-5-2018 alle frames
					5-6-2018 alle frames
2017	Koufurderrige-G	Drainage	6-12-2017	6-12-2017	9-5-2017 1.5 en 3m
					1-6-2017 1.5m
					13-7-2017 alle frames
					24-7-2017 1.5 en 3m
					29-7-2017 alle frames
2017	Koufurderrige-G	Controle	-	-	13-7-2017 alle frames
					24-7-2017 alle frames
					29-8-2017 alle frames
					8-11-2017 0.5m
					6-12-2017 0.5 en 1.5m
2018	Koufurderrige-G	Drainage	23-5-2018	23-5-2018	1-5-2018 3m
				18-6-2018	11-9-2018 3m

2018	Koufurderrige-G	Controle	11-9-2018	11-9-2018	1-5-2018 alle frames
2017	Koufurderrige-S	Drainage	21-6-2017	21-6-2017	4-4-2017 1.5 en 0.5m
			31-7-2017	31-7-2017	9-5-2017 alle frames
			6-12-2017	6-12-2017	28-6-2017 alle frames
					13-7-2017 alle frames
					31-7-2017 1.5 en 0.5m
					16-8-2017 0.5 en 1.5m
					4-9-2017 alle frames
2017	Koufurderrige-S	Controle	6-12-2017	6-12-2017	4-4-2017 alle frames
					9-5-2017 alle frames
					21-6-2017 3m
					28-6-2017 alle frames
					13-7-2017 alle frames
					31-7-2017 alle frames
					16-8-2017 0.5 en 3m
					4-9-2017 alle frames
2018	Koufurderrige-S	Drainage	6-12-2018	6-12-2018	4-6-2018 alle frames
					6-12-2018 1.5m
					11-12-2018 1.5m
2018	Koufurderrige-S	Controle	-	1-5-2018	1-5-2018 alle frames
				13-8-2018	4-6-2018 alle frames



Figuur A4S1: Gemiddelde R.eco jaarbudgetten (met standaard deviatie) over jaren, locaties en behandelingen heen. De verschillende opties voor het samenvoegen van campagnes, de waarden uit de benchmark rapportage [1] en de waarden uit het wetenschappelijke manuscript [7] zijn weergegeven. Let op dat de Y-as een logaritmische schaal betreft.





**Figuur A4S2:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op locatie Aldeboarn in de drainage en controle behandeling, waarbij R.eco interpolaties waarden hoger dan 150 ton CO2/ha/jaar bevatten. Let op dat de Y-as een logaritmische schaal betreft.





**Figuur A4S3:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op locatie Koufurderrige-S in de drainage en controle behandeling, waarbij R.eco interpolaties waarden hoger dan 150 ton CO2/ha/jaar bevatten. Let op dat de Y-as een logaritmische schaal betreft.

Koufurderrige-G



**Figuur A4S4:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op locatie Koufurderrige-G in de drainage en controle behandeling, waarbij R.eco interpolaties waarden hoger dan 150 ton CO2/ha/jaar bevatten. Let op dat de Y-as een logaritmische schaal betreft.

Koufurderrige-S



**Figuur A4S5:** Berekende R.eco jaarbudgetten voor 2017 en 2018 op locatie Koufurderrige-S in de drainage en controle behandeling, waarbij R.eco interpolaties waarden hoger dan 150 ton CO2/ha/jaar bevatten. Let op dat de Y-as een logaritmische schaal betreft.

# Appendix V: Invloed van lang gras op Reco interpolatie

Grasbiomassa is een belangrijk onderdeel van de bruto ecosysteemrespiratie ('veenweiderespiratie'- er is geen veenweide zonder groen gras, gras basis, wortels en strooisel/humus). Door simulaties die gebruik maken van temperatuur-respiratie relaties (Arrhenius-type vergelijking zie Appendix II gap-filling, Lloyd-Taylor) is de invloed van de respiratie van de grasbiomassa bij verschillende lucht temperaturen in kaart gebracht. De extra emissie uit grasbiomassa (mogelijke bron van emissie overschatting) ligt tussen 21 en 52 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (Figuur A5.1). Middellang gras (medium in onderstaand figuur) laat de laagste emissies zien.



**Figuur A5.1** Inschatting van de additionele respiratie (boven op graszode, bodem en veenrespiratie) in de groene grasbiomassa (blad biomassa vanaf 5 cm lengte) onder de aanname van een constante graslengte.

Emissies nemen vooral in het groeiseizoen toe. In de gevallen dat de respiratie in het blad gevoelig zou zijn voor hittestress stijgen emissies sterk in de zomermaanden.

In de gevallen dat de respiratie gecorrigeerd wordt voor graslengte compromieert zich de mogelijke overschatting van emissies op de zomer maanden. In de maanden mei-juli komt het tot een sterke stijing van emissies uit het blad met een mogelijke overschatting van respiratie fluxen van 54 t  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. De laagste overschatting wordt in de baseline simulatie gevonden onder de aanname van een lage temperatuur gevoeligheid (E<sub>0</sub>=250, zie Appendix II).



Figuur A5.2 Inschatting van de additionele respiratie (boven op graszode, bodem en veenrespiratie) met correctie voor staande biomassa ('standing crop').

Het verschil tussen grass baseline en lang gras (grass long) loopt op tot 25 ton  $CO_2$  per hectare per jaar (Figuur A5.2). We verwachten dat interpolaties van  $R_{eco}$  om 25 ton  $CO_2$  per hectare per jaar te hoog kunnen uitkomen op moment dat metingen uitsluitend bij lang gras uitgevoerd worden ipv bij verschillende graslengte representatief voor de 4-5 jaarlijkse groei cycli.

Lopend onderzoek is gericht op het kwantificeren van de autotrofe  $R_{eco}$  fluxen en vergelijken met GPP (Ralf Aben unpublished data).

# Appendix VI Bodem eigenschappen

Monsters 0-60 cm zijn 5-6 maart 2019 verzameld met behulp van steekcylinders in intacte bodemprofielen en vervolgens op op vocht, bulk density, organische stofgehalte (OS) en koolstof dichtheit C onderzocht.. Diepere bodems zijn 23-24 maart 2018 verzameld en op vocht, bulk density en organische stofgehalten (OS) onderzocht.

Locatie	Perceel	Eind diepte	Vocht L L <sup>-1</sup>	OS 100*kg kg <sup>-1</sup>	Bulk kg L <sup>-1</sup>	OS kg L <sup>-1</sup>	Koolstof kg C L <sup>-1</sup>
Ald	Controle	10	0,60	22	0,71	0,16	0,07
Ald	Controle	20	0,50	14	1,02	0,14	0,05
Ald	Controle	30	0,52	12	1,01	0,12	0,06
Ald	Controle	40	0,61	11	0,99	0,11	0,06
Ald	Controle	50	0,65	13	0,72	0,09	0,05
Ald	Controle	60	0,64	70	0,25	0,17	0,10
Ald	Controle	70	0,70	46	0,35	0,16	0,09
Ald	Controle	80	0,93	88	0,18	0,16	0,09
Ald	Controle	90	0,91	93	0,17	0,16	0,09
Ald	Controle	100	0,83	93	0,15	0,14	0,08
Ald	Controle	110	0,80	72	0,17	0,12	0,07
Ald	Controle	120	0,89	90	0,15	0,14	0,08
Ald	Controle	130	0,93	92	0,15	0,14	0,07
Ald	Controle	140	0,94	90	0,14	0,12	0,07
Ald	Controle	150	0,83	93	0,11	0,11	0,06
Ald	Controle	160	0,79	80	0,13	0,10	0,05
Ald	Controle	170	0,90	75	0,14	0,11	0,06
Ald	Controle	180	0,93	80	0,12	0,10	0,05
Ald	Controle	190	0,88	83	0,14	0,11	0,06
Ald	Controle	200	NA	NA	NA	NA	NA
Ald	Controle	210	0,92	90	0,14	0,12	0,07
Ald	Controle	220	0,96	94	0,15	0,14	0,08
Ald	Controle	230	0,92	94	0,17	0,16	0,09
Ald	Controle	240	0,62	15	0,45	0,07	0,04
Ald	OWD	10	0,39	14	0,92	0,13	0,06
Ald	OWD	20	0,28	12	1,04	0,12	0,04
Ald	OWD	30	0,31	11	1,01	0,11	0,06
Ald	OWD	40	0,66	80	0,34	0,27	0,08
Ald	OWD	50	0,73	83	0,18	0,15	0,08
Ald	OWD	60	0,88	93	0,18	0,17	0,09
Ald	OWD	70	0,92	94	0,17	0,16	0,09
Ald	OWD	80	0,94	95	0,15	0,14	0,08
Ald	OWD	90	0,79	95	0,13	0,12	0,07
Ald	OWD	100	0,78	62	0,19	0,12	0,07
Ald	OWD	110	0,92	92	0,13	0,12	0,07
Ald	OWD	120	0,97	95	0,13	0,12	0,07
Ald	OWD	130	0,96	96	0,12	0,11	0,06
Ald	OWD	140	0,80	96	0,10	0,10	0,05
Ald	OWD	150	0,76	84	0,12	0,10	0,06
Ald	OWD	160	0,94	94	0,13	0,12	0,07
Ald	OWD	170	0,93	96	0,13	0,13	0,07
Ald	OWD	180	0,92	96	0,13	0,13	0,07
Ald	OWD	190	0,92	95	0,13	0,12	0,07
Ald	OWD	200	0,57	12	0,69	0,08	0,05

### Gersloot

Locatie	Perceel	Eind diepte	Vocht L L <sup>-1</sup>	OS 100*kg kg <sup>-1</sup>	Bulk kg L <sup>-1</sup>	OS kg L <sup>-1</sup>	Koolstof kg C L <sup>-1</sup>
Ger	Controle	10	0,52	53	0,50	0,26	0,13
Ger	Controle	20	0,38	59	0,49	0,29	0,14
Ger	Controle	30	0,53	68	0,28	0,19	0,10
Ger	Controle	40	0,74	92	0,15	0,14	0,07
Ger	Controle	50	0,81	95	0,13	0,12	0,06
Ger	Controle	60	0,83	96	0,12	0,11	0,06
Ger	Controle	70	0,94	96	0,13	0,12	0,07
Ger	Controle	80	0,93	95	0,12	0,12	0,06
Ger	Controle	90	0,91	90	0,15	0,13	0,07
Ger	Controle	100	0,95	92	0,13	0,12	0,06
Ger	Controle	110	0,92	94	0,12	0,12	0,06
Ger	Controle	120	0,94	93	0,12	0,11	0,06
Ger	Controle	130	0,80	92	0,11	0,10	0,06
Ger	Controle	140	0,94	88	0,14	0,13	0,07
Ger	Controle	150	0,64	19	0,45	0,08	0,05
Ger	OWD	10	0,47	61	0,40	0,25	0,12
Ger	OWD	20	0,45	74	0,48	0,35	0,10
Ger	OWD	30	0,57	90	0,32	0,29	0,10
Ger	OWD	40	0,76	88	0,15	0,13	0,08
Ger	OWD	50	0,82	95	0,14	0,14	0,07
Ger	OWD	60	0,82	94	0,12	0,11	0,06
Ger	OWD	70	0,91	96	0,13	0,12	0,07
Ger	OWD	80		NA	NA	NA	NA
Ger	OWD	90	0,81	78	0,14	0,11	0,06
Ger	OWD	100	0,90	89	0,13	0,11	0,06
Ger	OWD	110	0,96	92	0,13	0,12	0,06
Ger	OWD	120	0,92	93	0,10	0,10	0,05
Ger	OWD	130	0,83	85	0,11	0,09	0,05
Ger	OWD	140	0,92	44	0,33	0,14	0,08
Ger	OWD	150	0,44	4	1,20	0,04	0,02

OS staat voor organische stofgehalte.

## Koufurderrige dG

Locatie	Perceel	Eind diepte	Vocht L L <sup>-1</sup>	OS 100*kg kg <sup>-1</sup>	Bulk kg L <sup>-1</sup>	OS kg L <sup>-1</sup>	Koolstof kg C L <sup>-1</sup>
Kou-G	Controle	10	0,30	24	0,56	0,13	0,06
Kou-G	Controle	20	0,31	18	0,80	0,15	0,06
Kou-G	Controle	30	0,38	16	0,89	0,14	0,06
Kou-G	Controle	40	0,74	92	0,19	0,18	0,09
Kou-G	Controle	50	0,69	97	0,14	0,14	0,07
Kou-G	Controle	60	0,93	97	0,15	0,15	0,08
Kou-G	Controle	70	0,96	96	0,16	0,15	0,08
Kou-G	Controle	80	0,97	95	0,14	0,13	0,07
Kou-G	Controle	90	0,95	92	0,13	0,12	0,07
Kou-G	Controle	100		NA	NA	NA	NA
Kou-G	Controle	110	1,00	95	0,14	0,13	0,07
Kou-G	Controle	120	1,00	92	0,14	0,13	0,07
Kou-G	Controle	130	0,99	62	0,15	0,09	0,05
Kou-G	Controle	140	0,56	8	0,28	0,02	0,01
Kou-G	OWD	10	0,30	27	0,50	0,13	0,07
Kou-G	OWD	20	0,32	17	0,87	0,15	0,08
Kou-G	OWD	30	0,31	13	0,77	0,10	0,06
Kou-G	OWD	40	0,71	26	0,56	0,14	0,09
Kou-G	OWD	50	0,73	86	0,18	0,15	0,08
Kou-G	OWD	60	0,76	73	0,19	0,14	0,08
Kou-G	OWD	70	0,90	94	0,14	0,14	0,07
Kou-G	OWD	80	0,93	97	0,15	0,14	0,08
Kou-G	OWD	90	0,95	97	0,14	0,13	0,07
Kou-G	OWD	100	0,77	97	0,11	0,11	0,06
Kou-G	OWD	110	0,82	96	0,12	0,12	0,07
Kou-G	OWD	120	0,94	95	0,14	0,14	0,08
Kou-G	OWD	130	0,99	96	0,15	0,15	0,08
Kou-G	OWD	140	0,97	97	0,15	0,15	0,08
Kou-G	OWD	150	0,82			NA	NA
Kou-G	OWD	160	0,93	65	0,23	0,15	0,08
Kou-G	OWD	170	0,68			NA	NA
Kou-G	OWD	180	0,65	9	1,09	0,10	0,05
Kou-G	OWD	190	0,64	10	1,00	0,10	0,05

OS staat voor organische stofgehalte.

## Koufurderrige Syb

Locatie	Perceel	Eind diepte	Vocht L L <sup>-1</sup>	OS 100*kg kg <sup>-1</sup>	Bulk kg L <sup>-1</sup>	OS kg L <sup>-1</sup>	Koolstof kg C L <sup>-1</sup>
Kou-S	Controle	10	0,26	17	0,72	0,12	0,07
Kou-S	Controle	20	0,26	12	0,87	0,10	0,07
Kou-S	Controle	30	0,32	22	0,86	0,19	0,09
Kou-S	Controle	40	0,65	94	0,27	0,25	0,07
Kou-S	Controle	50	0,79	91	0,15	0,14	0,07
Kou-S	Controle	60	0,82	97	0,15	0,14	0,08
Kou-S	Controle	70	0,83			NA	NA
Kou-S	Controle	80	0,84	95	0,14	0,14	0,08
Kou-S	Controle	90	0,83	94	0,11	0,11	0,06
Kou-S	Controle	100	0,85	91	0,11	0,10	0,06
Kou-S	Controle	110	0,83	95	0,14	0,13	0,07
Kou-S	Controle	120	0,84	95	0,13	0,12	0,07
Kou-S	Controle	130	0,68	39	0,43	0,17	0,09
Kou-S	OWD	10	0,34	25	0,83	0,21	0,07
Kou-S	OWD	20	0,30	14	0,94	0,13	0,08
Kou-S	OWD	30	0,34	16	0,78	0,12	0,06
Kou-S	OWD	40	0,59	89	0,30	0,27	0,09
Kou-S	OWD	50	0,72	72	0,25	0,18	0,10
Kou-S	OWD	60	0,82	94	0,15	0,14	0,08
Kou-S	OWD	70	0,83	94	0,13	0,13	0,07
Kou-S	OWD	80	0,84	95	0,13	0,12	0,07
Kou-S	OWD	90	0,86	93	0,10	0,09	0,05
Kou-S	OWD	100	0,82	93	0,11	0,10	0,06
Kou-S	OWD	110	0,81	87	0,12	0,11	0,06
Kou-S	OWD	120	0,81	96	0,14	0,13	0,07
Kou-S	OWD	130	0,81	81	0,14	0,12	0,06
Kou-S	OWD	140	0,72	10	0,48	0,05	0,03

OS staat voor organische stofgehalte.

		Koolstof dichtheit kg C L-1				
locatie	perceel	gemiddeld	0-100 cm	op 120 cm	100-200 cm	
Ald	Controle	0,070	0,073	0,077	0,067	
Ald	OWD	0,068	0,071	0,067	0,069	
Ger	Controle	0 <i>,</i> 078	0,084	0,062	0,063	
Ger	OWD	0,073	0 <i>,</i> 078	0,053	0,062	
Kou-G	Controle	0,070	0,072	0,070	0,065	
Kou-G	OWD	0,074	0 <i>,</i> 075	0,076	0,074	
Kou-S	Controle	0,071	0,071	0,068	0,070	
Kou-S	OWD	0,071	0,073	0,072	0,064	
	gemiddelde	0,072	0,074	0,068	0,067	

Appendix VI.2 Gemiddelde koolstof dichtheid van alle percelen (zie boven) op verschillende dieptes in het bodem-/veen profiel. In dit onderzoek is met het gemiddelde gewerkt tenzij anders aangegeven.

Vertaling van chemische bodemdaling (afbraak veen en ander organische materiaal) naar  $CO_2$  emissie in ton  $CO_2$  per hectare per jaar op basis van koolstofdichtheden (zie boven)

		ton CO2 per mm chemische bodemdaling				
locatie	perceel	gemiddeld	0-100 cm	op 120 cm	100-200 cm	
Ald	Controle	2,6	2,7	2,8	2,5	
Ald	OWD	2,5	2,6	2,4	2,5	
Ger	Controle	2,8	3,1	2,3	2,3	
Ger	OWD	2,7	2,8	1,9	2,3	
Kou-G	Controle	2,6	2,6	2,6	2,4	
Kou-G	OWD	2,7	2,7	2,8	2,7	
Kou-S	Controle	2,6	2,6	2,5	2,6	
Kou-S	OWD	2,6	2,7	2,7	2,4	
	gemiddelde	2,6	2,7	2,5	2,5	

# Appendix VII Gewasopbrengst 2017-2018



**Figuur A7.1** Grasopbrengst van de verschillende snedes op de OWD- en controlepercelen van de vier boerderijen in 2017 (links) en 2018 (rechts). In 2018 ontbreekt boerderij Ald (zie tekst voor uitleg).

Data en beschriving uit van den Berg et al. 2019. Gemiddeld gezien zijn er geen significante verschillen gevonden in grasopbrengst tussen de OWD- en controlepercelen in 2017 (11,6 t ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> vs. 12,1 t ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) en in 2018 (9,7 ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> vs. 9,2 ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (Figuur A7.1). Op percelen met hoge CO<sub>2</sub> opname van de plant (GPP – Appendix III) worden ook hogere opbrengsten gemeten. Gemiddeld over alle bedrijven heeft snede 3 in 2017 een significant hogere grasopbrengst opgeleverd op de controlepercelen (P=0.034). De extreme droogte in 2018 heeft tot 20% lagere opbrengsten geleid. In 2018 werd de proef op boerderij Ald bij de eerste en de laatste snede verstoord door grazende koeien in de plot, waardoor deze snedes niet meegenomen zijn.

Per snede waren er wel verschillen (Figuur A7.2). Zo was in 2017 bij Ald de grasopbrengst van snede 3 (P=0.007) en in 2018 de grasopbrengst van snede 2, 3 en 4 op het OWD-perceel significant lager dan op het controleperceel (P<0.05). Bij Kou-G was de grasopbrengst van de  $3^{e}$  en  $5^{e}$  snede van 2017 en de  $1^{e}$  snede van 2018 significant lager op het OWD-perceel (P<0.05), terwijl de opbrengst op het OWD-perceel juist significant hoger was bij de  $2^{e}$  en  $5^{e}$  snede van 2018 (P<0.05). Bij Kou-S was de grasopbrengst van snede 1 en 5 in 2017 hoger op het OWD-perceel (P<0.05). Bij Ger was de grasopbrengst van snede 3 en 4 in 2018 ook significant hoger op het OWD-perceel (P<0.001). Er waren geen verschillen in grasopbrengst op verschillende afstanden van de drains.



Figuur A7.2. Verschil in grasopbrengst tussen het OWD-perceel en het controleperceel in 2017 (links) en 2018 (rechts), weergegeven per boerderij en per snede. Afkorting staan voor A-Ald, G-Ger, K-Kou-G en S-Kou-S.

De percelen van Ger, Kou-G en Kou-S hadden een lagere opbrengst in 2018 (12-22% minder dan in 2017), behalve het OWD-perceel van Ger (2.5% meer dan in 2017).

In 2017 had het gras gemiddeld genomen een lager %K op de OWD-percelen (P=0.001) dan op de controlepercelen. Voor Ald geldt dat ook een lager %K gemeten werd in het gras van het HZP-perceel t.o.v. het controleperceel. In 2018 was het %N en %P in het gras juist significant lager op het HZP-perceel t.o.v. het controleperceel (resp. P=0.009 en P=0.003).

Snede 1 van 2017 (OWD-con P=0.016), snede 4 van 2017 (P=0.032) en snede 2 van 2018 (OWD-con P=0.032) hadden een significant lager %K op de OWD-percelen. Het %N in het gras van snede 3 van 2017 was hoger op de OWD-percelen (OWD-con P=0.044).



Figuur A7.3 Totale afvoer van N, P en K in de vijf snedes in 2017 op de verschillende percelen van de vier boerderijen.

Ook de totaal via het gras afgevoerde hoeveelheden N, P en K verschilden niet significant tussen deze percelen. Opvallend is wel dat in 2017 bij het maaien van de controlepercelen meer N, P en K afgevoerd is in vergelijking met de OWD-percelen bij zowel Ald, Ger en Kou-G. Dit geldt voor de eerste vier snedes, want bij de vijfde snede was er geen verschil. Bij Kou-S werd juist meer N en K afgevoerd van het OWD-perceel, met als uitzondering de derde snede. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een minder goed werkende OWD bij boerderij S. In 2018 waren de resultaten minder eenduidig: bij boerderij G werden juist meer nutriënten afgevoerd van de OWD-percelen (vooral in de eerste snede), terwijl bij boerderij K wel een vergelijkbare trend te zien was als in 2017. Bij boerderij S werden in 2018 opvallend veel nutriënten afgevoerd van het controleperceel bij de eerste snede in vergelijking met het OWD-perceel.

Bij locatie Kou-B (drukdrainage) is de droge stof opbrengst van het DD-perceel 2,5 t ds hoger dan van het controleperceel. Vooral in de periode na de droogte herstelt het DD-perceel sneller en neemt de opbrengst weer toe terwijl het controleperceel achter blijft. Ook hier is er een effect te zien van de oude drainage op de gewasopbrengst (van den Berg et al. 2019). Stroken dwars op de oude drainagebuizen zijn nodig om een ruimtelijke representatieve inschatting van de opbrengsten te kunnen geven. Dat was in 2018 en 2019 niet gedaan waar het van oude en nieuwe drains niet van elkaar gescheiden kan worden. In 2019 kwam er dan nog bovengrondse bevloeiing bij.

# Appendix VIII Bodemdaling in de tijd

**Figuur A8.1** De verhouding tussen mechanische bodemdaling (krimp, klink en consolidatie) en chemische bodemdaling (irreversibel afbraak van organisch materiaal) op verschillende tijdsspannen (logarithmische schaal minuten tot decenia).



Het ratio 1 cm per cm betekend dat in een bepaald jaar op 1 cm chemische bodemdaling (e.g. afkomstig van veenafbraak) een maaiveld fluctuatie van 1 cm mechanische bodemdaling kan komen. Verondersteld wordt dat metingen in het voorjaar uitgevoert worden. Over 10 jaar is de verhouding op 0,4 cm per cm berekend (Figuur A8.1). Dat betekend dat 40% van de gemeten maaivelddaling potentieel van mechanische bodemdaling afkomstig kunnen zijn. Over 100 jaar is dat slects 5,4% en daar mee een veilige marge voor de voorspelling van lang-termijn chemische bodemdaling.

De invloed van mechanische bodemdaling op de totale bodemdaling verklaren de jaar tot jaar verschillen in bodemdalings snellheden (Tabel 4.2 en 4.3).

Als input voor deze simulatie zijn grondwaterstandsfluctuaties, OSC waardes, koolstofdichtheden en CO<sub>2</sub> emissies uit de metingen in Friesland afgeleidt. Lange-termijn chemische bodemdaling zijn uit data van Erkens et al. 2016 en Wetterskip Frsylân afgeleid.

Figuur A8.2 Overzicht relaties maaiveld daling en GLG/drooglegging uit Arets et al. 2020 en van den Akker (2018)

#### Annex 1 bij Bijlage 3 Relaties voor maaivelddaling

#### Overzicht relaties afgeleid door Van den Akker

Veen zonder kleidek:	Maaivelddaling (mm/jaar) = $15,455 * drooglegging (m) + 2,73$
Veen met kleidek:	Maaivelddaling (mm/jaar) = 15,455 * drooglegging (m) -3,53
Veen zonder kleidek:	Maaivelddaling (mm/jaar) = 23,537 * GLG (m) -6,68
Veen met kleidek:	Maaivelddaling (mm/jaar) = 23,537 * GLG (m) -10,47

#### Relaties

Veen kleidek (0-15 cm): Maaivelddaling (mm/jaar) = 15,455 \* drooglegging (m) +2,73 Veen met kleidek (15-40): Maaivelddaling (mm/jaar) = 15,455 \* drooglegging (m) -3,53 (X > 0,23) Klei met veen ondergrond (40-80 cm): Maaivelddaling (mm/jaar) = 15,455 \* drooglegging (m) -9,79 (X > 0,63)
## Appendix IX. Kort-cyclische koolstof voorraad en consequenties voor jaarbudgetten

Het verdwenen organisch materiaal in de vorm van CO<sub>2</sub> hoeft niet alleen te zijn ontstaan door veenoxidatie, maar kan ook door oxidatie en afbraak van kort-cyclisch organisch materiaal zijn ontstaan. Dit betekent dat er een disbalans is tussen de aanvoer van organisch materiaal naar de bodem door de planten en wat er wordt afgebroken. Er is dus een verlies aan kort-cyclisch organisch materiaal, wat betekent dat er in de jaren ervoor meer koolstof zou moeten vastgelegd dan afgebroken zijn (dus een netto opname). Lange-termijn koolstof verliezen uit veenbodems worden gemeten door middel van een koolstofbalans (e.g. Net Ecosystem Carbon Balance) op basis van CO<sub>2</sub> fluxen (paragraaf 2.3, Appendix III) en de verandering in de kortcyclische koolstofvoorraad kan dit beïnvloeden (Smith 2014 en discussie erin). Veel studies gaan er van uit dat koolstofvoorraden zoals bovengrondse plantenresten, strooisel verwerkt in de bodem, wortels, anderen ondergrondse organen en recent humus zowel makkelijk afbreekbaar wat tot leidt dat deze kort-cyclische fracties binnen enkele maanden tot enkele jaren weer opgebouwd kunnen worden (Vertes et al. 2007, Bader et al. 2017). Een uniforme definitie van de kort-cyclische koolstofvoorraad lijkt niet te bestaan. Meetreeksen over meerderen jaren suggereren dat kort-cyclische verliezen zich beperken tot 0-4 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> oftewel 0-1 ton C ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> (Vertes et al. 2007, Soussanna et al. 2007, Smith 2014). Een typisch voorbeeld is de grondbewerking in graslanden gevolgd door inzaai en vormen van een nieuwe graszode (Oberholzer et al. 2014). De voorraad van koolstof in de top 10 cm ('graszode') neemt direct na de grondbewerking af (e.g. 5 cm frezen). In de eerste maanden na inzaai vormt zich een nieuwe graszode waardoor binnen één jaar een groot deel (~70%) van de kort-cyclische koolstofvoorraad weer opgebouwd is (Vertes et al. 2007, Smith 2014).

Op veengronden zijn kort-cyclische veranderingen in de koolstofvoorraad vergelijkbaar met die van minerale gronden. In vier opeenvolgende jaren vinden Renou-Wilson et al. (2016) slechts 1 ton  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> verschil in de koolstofvoorraad tussen de jaren. Met behulp van isotopenonderzoek in permanente graslanden op ontwaterd veen concluderen Bader et al. (2017) dat kort-cyclische koolstofverliezen en -opbouw tussen de 1,4 en 2,9 ton  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> variëren.

In de huidige proef heeft er geen grondbewerking tijdens de meetperiode plaatsgevonden. De vraat door muizen aan de graszode in meetplots is kleiner dan 3%. Op het bedrijf Kou-S en Kou-B zijn in 2015 zowel het perceel met onderwaterdrainage als ook het controleperceel gefreesd en opnieuw ingezaaid. Initiële koolstofverliezen (e.g. door grondbewerking) worden daarom gevolgd door jaren van koolstofvastlegging (e.g. inzaai en opbouw nieuwe grasmat) (cf. Vertes et al. 2007, Smith 2014). Hierdoor is het mogelijk dat de CO<sub>2</sub> uitstoot in 2017 en 2018 (2–4 jaar na inzaai) enkele tonnen CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> lager is dan zonder inzaai en opbouw van een nieuwe grasmat. Omdat grasproductie, samenstelling van de graszode, aanvoer van organische mest en grondbewerking door gebruik van onderwaterdrainage niet veranderd is in de loop van de proef, zullen verschillen in de kort-cyclische koolstofvoorraad tussen percelen verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de netto CO<sub>2</sub> uitstoot (Appendix III).

Aanvullende meetjaren zijn nodig om  $CO_2$  emissies uit de Friese Veenweiden in een groter perspectief te kunnen plaatsen, omdat de netto  $CO_2$  emissies op basis van emissiemetingen en jaarbudget-interpolatie hoger uitvallen dan emissies uit eerder onderzoek in de westelijke veenweiden (20-25 ton  $CO_2$  per hectare per jaar; c.f. Jacobs et al. 2003 & Schrier-Uijl et al. 2014), maar ook duidelijk lager dan onderzoehte emissies in veengebieden buiten Nederland (tot 115 ton  $CO_2$  per hectare per jaar c.f. Kasimir-Klemedtsson 1997) en even hoog als gemeten emissies in recenter onderzoek (Appendix X, Tiemeyer et al. 2016). Het lijkt aannemelijk dat lagere  $CO_2$  emissies (30–50 ton  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) gemeten worden in duidelijk koelere jaren (zomers) als in 2017/2018. Voor de vergelijkbaarheid is het wel nodig dat de  $CO_2$  balans (cf. Appendix III) rekening houdt met de aanvoer en afvoer van koolstof zoals gewasopbrengsten.

Ten slotte, veranderingen in de kort-cyclische koolstofvoorraad lijken 1–2 ordes van grootte kleiner dan  $CO_2$  emissies (> 40 ton  $CO_2$  ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) zoals gemeten in de Friese Veenweide en andere veengebieden met hoge gras productie (Beetz et al. 2013, Tiemeyer et al. 2016).

## Appendix X: Vergelijking van CO<sub>2</sub> uitstoot en waterstanden op intensief gebruikte graslanden



Appendix X: Er is geen relatie tussen grondwaterstanden en CO<sub>2</sub> emissies ( $r^2=0,035$ ) op veenpercelen met hoge productiviteit (>10 t ds per hectare), intensieve bemesting (>170 kg N per hectare per jaar) en regelmatige grondbewerking (c.f. gangbare melkveehouderij op veen). Data afkomstig van metingen in de westelijke Veenweide nabij Gouda (Oukoop, Zegveld; Jacobs et al. 2003, Veenendaal et al. 2007, Schrier et al. 2014). Dat grondwaterstanden en CO<sub>2</sub> emissies niet gecorreleerd zijn bij dezelfde intensiteit van landgebruik komt ook in de CO<sub>2</sub> emissie metingen in Friesland naar voren (Tabel 3.1, Figuur 3.4, Appendix III).

## Appendix XI: Emissie reductie bij hogere grondwaterstanden

Aanname maatregel leidt tot een jaargemiddelde grondwaterstand van 20 cm onder maaiveld. Baseline is 43,4 cm onder maaiveld (de metingen in Friesland).

Relatie uit Fritz et al. 2017: 20 cm vs. 43,4 \* 4,5 ton CO<sub>2</sub>  $\rightarrow$  10,7 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar.

Zie ook tabel 4.4

