

C-sekwestratie door begrazing

INHOUDSTAFEL

Inleiding	7
1 Impact van veeteelt & mogelijkheden tot duurzame intensifiëring	8
1.1 Situering	8
2 Koolstofvastlegging (C-sekwestratie)	10
2.1 Organische koolstofvoorraden graslandgrond	10
2.2 Natuurlijke bronnen en verliezen van bodem organische koolstof	10
2.3 Abiotische factoren voor koolstofinvoer of -verlies	11
2.4 Door beheerinterventies afgeleide koolstofinvoer en-verliezen	12
2.4.1 Bemesting	14
2.4.2 Maaien versus beweiden.....	15
2.4.3 Effecten van begrazing op koolstofvastlegging en bodem C-voorraden	16
2.4.4 Beweidingsystemen (continu versus roterend) en graasdruk.....	17
2.5 Huidige (evenwichts)toestand van bodem-C	20
3 Grasland en potentiële ecosysteemdiensten	22
3.1 Inleiding.....	22
3.2 Verband tussen bodemkoolstof en bodemkwaliteit	22
3.3 Behoud van diversiteit door graslanden.....	23
3.3.1 Plantendiversiteit	23
In Europa zijn graslanden belangrijke ecosystemen voor het behoud van de biodiversiteit met een planten- en diersoortenrijkdom die het meest bijdraagt aan de algehele diversiteit van de Europese landbouwlandschappen. In Centraal-Europa is bijvoorbeeld bijna een derde van de totale hogere plantenflora (d.w.z. ongeveer 1000 soorten) gerelateerd aan grasland, terwijl de onkruidflora in akkerland slechts ongeveer 300 soorten omvat (Ellenberg & Leuschner, 2010). Graslanden ondersteunen dus de biodiversiteit. Onderzoek toont aan dat de verhoogde plantendiversiteit het functioneren van het ecosysteem in zowel natuurlijke als ingezaaide graslanden verbetert. Hoewel de botanische rijkdom van semi-natuurlijke graslanden volgens Huyghe et al. (2014b) niet meer wordt teruggevonden in graslanden die intens zijn gebruikt (Dahms et al., 2008; Peeters, 2009).	
Managementpraktijken hebben een intense invloed gehad op de soortenrijkdom van graslanden. Het intense landgebruik door hoge bezettingsgraad, de frequentie van maaien, het gebruik van bemesting (vooral stikstof) en herzaaien, leidde tot een vervanging van vele specialistische soorten tot enkele generalisten die het goed doen (Walker et al., 2005). In intens beheerde graslanden neemt de biodiversiteit in eerste instantie af door vervanging en vernieuwing van de weides door zaadmengsels. De dominante grassoorten zijn in de regio van Noordwest-Europa overwegend Engels raaigras (<i>Lolium perenne</i>), volgens Wilkins et al. (2003) neemt deze soort 80% in en is er een afname van traditioneel gebruikte soorten zoals witte klaver (<i>Trifolium repens</i>), rode klaver (<i>Trifolium pratense</i>), luzerne (<i>Medicago sativa</i>), kropaar (<i>Dactylis glomerata</i>) en andere soorten. Na het inzaaien kunnen nieuwe soorten zich spontaan vestigen zoals ruw beemdgras (<i>Poa trivialis</i>), kropaar (<i>Dactylis glomerata</i>) en andere soorten, maar dit wordt belemmerd door intens beheer. En met name het snelgroeiend Engels raaigras haalt voordelen uit de hoge beschikbaarheid van nutriënten en frequente snoei. Daarnaast wordt de kiem en groei van zaden belemmerd door de bemesting die de top laag bedekt (Plantureux et al., 2005). Studies tonen aan dat de plantenrijkdom vermindert met toenemende bemesting met stikstof, met zelfs bijvoorbeeld een eliminatie van de helft van de plantensoorten bij een bemestingsgraad tussen de 20 en 50 N/ha/jaar (Plantureux et al., 2005; Zechmeister et al., 2003).	
3.3.2 Graslandfauna	23
3.3.3 Bodemecosysteem – bodemleven	25
Graslanden ondersteunen in het algemeen een rijk bodemleven door de toevoer van substantiële hoeveelheden organisch materiaal (Huyghe et al., 2014b). Vee verbetert ook de beschikbaarheid van mineralen door de microbiële nutriëntenverrijking in de bodem te verbeteren en rhizosferische	

	processen die uiteindelijk een positieve feedback geven op de plantenvoeding en fotosynthese (Hamilton & Frank, 2001). In graslanden vervullen bodembiota een belangrijke dienst aan het ecosysteem door bv. toevoer van nutriënten en waterregulatie (Huyghe et al., 2014b; Van Eekeren, 2010). Landbouwmanagement en in het bijzonder bodemverstoring en chemische bemesting hebben een grote invloed op het bodemvoedselweb (Forge et al., 2005). Plassart et al. (2008) zagen dat de populatie en genetische diversiteit van bodemschimmels toeneemt met de leeftijd van het weiland. In vergelijking met akkerland was de microbiële massa in permanent grasland 50% hoger (Van Eekeren, 2010).....	25
3.3.4	Adaptatie aan klimaatverandering	26
4	<i>Roterend begrazen</i>	28
4.1	inleiding	28
	Om de begrazing voor koolstof-opslag te optimaliseren, zijn richtlijnen vereist. Momenteel bestaan er in Europa verschillende richtlijnen voor begrazing, van eenvoudig tot complex, en deze zijn in sommige regio's en begrazingssystemen beter ontwikkeld dan in andere (Hennessy et al., 2018). De richtlijnen richten zich op belangrijke kwesties en principes zoals begrazingsinfrastructuur, productie, hergroei-intervallen, beheer tijdens het niet-beweidingsseizoen, bezettingsgraad, persistentie van graszoden en meetinstrumenten van reeds afgeronde projecten. In de huidige begrazingsrichtlijnen wordt nauwelijks rekening gehouden met de effecten van managementbeslissingen op de bodem C-bestanden. Het gebruik van goed weidebeheer door het gebruik van geschikte richtlijnen kan de productie optimaliseren, evenals ecosysteemdiensten, waaronder C-opslag, van weiden.....	28
4.2	Beweidingsystemen: what's in the name?.....	28
4.3	Het belang van adaptief management	30
4.4	sleutelprincipes en variabelen van dynamisch roterend begrazen	32
4.4.1	Variabele rustperiode tussen begrazing ofwel korte begrazingsperiode van maximaal 3 dagen per paddock	33
4.4.2	Productie en kwaliteit van het grasvoer	35
4.4.3	Andere instrumenten voor het meten en beheren van gras/meting van biomassa	38
4.4.4	Bezettingsgraad/draagvermogen van de graszoden.....	39
4.4.5	Graasinfrastructuur	41
4.4.6	Begrazing beheren in het seizoen zonder grasgroei	43
4.4.7	Overwinterend vee op grasland	44
4.4.8	Beheer voor jarenlang standhouden van graszoden	44
4.5	Voorbeelden van projecten	44
4.5.1	Inleiding	44
4.5.2	Amazing Grazing (Nederland).....	44
4.5.3	PasturBase Ireland (Ierland)	45
4.5.4	Grass 10 (Ierland)	45
4.5.5	Project LIFE + PTD (Frankrijk) Dynamisch roterend beweidingsbeheer - Pâturage Tournant Dynamique	45
5	<i>Economie van roterend begrazen</i>	47
6	<i>Planteninteracties en diversiteit reguleren koolstofvastlegging in graslanden</i>	53
7	<i>Beleid en stimulansen</i>	56
7.1	Inleiding	57
7.2	Soorten prikkels	57
7.2.1	Hulpmiddelen voor prikkels	58
7.3	Knelpunten en beperkingen	63
7.4	Voorstel voor potentiële operationele groepen.....	64
7.5	Voorstellen voor (onderzoeks) behoeften uit de praktijk	64

7.6	Aanbevelingen voor verdere ontwikkeling	65
7.7	Conclusies	65
8	Besluit.....	67
	Lijst van tabellen en figuren	68
	Lijst van tabellen	68
	Lijst van figuren	68
	Bronnenlijst.....	70

INLEIDING

Agrarische activiteiten zijn van directe invloed op de koolstof dynamiek van het landoppervlak van de aarde. Deze literatuurstudie moest een overzicht geven van wat we weten over de effecten van managementpraktijken in de veeteelt op bodemorganische koolstofvoorraden en hoe koolstofvastlegging kan verbeterd worden door conversie naar betere begrazingspraktijken. Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de processen, factoren en oorzaken die de bodem organische koolstofdynamiek beïnvloeden. De opgeslagen koolstof door graslanden is het verschil tussen koolstofinvoer door bv. fixatie van koolstof uit de atmosfeer door planten (fotosynthese), boven- en ondergrondse plantenresten, rhizodepositie, mest, urine en begrazing van dieren en koolstofverliezen door bv. verwijdering van biomassa door oogst of begrazing, heterotrofe ademhaling en verliezen door erosie, brand en andere.

In hoofdstuk 3 werd kort ingegaan op de andere ecosysteemdiensten van grasland en het potentieel van adaptief begrazen; het is immers duidelijk dat begraasde graslanden een belangrijke bijdrage leveren aan de plattelandseconomieën van veel Europese landen, deel uitmaken van het cultureel erfgoed en een reeks waardevolle ecosysteemdiensten bieden zoals bijvoorbeeld bestrijding van bodemerosie en het verbeteren van de bodemkwaliteit, regulering van waterregimes en ondersteuning van biodiversiteit.

Hoofdstuk 4 bespreekt het onderzoek naar de techniek van roterend begrazen. De voorbije 100 jaar hebben geleid tot het definiëren van enkele sleutelprincipes die bijdragen tot het economisch en biologisch succes van deze begrazingssystemen en het daaropvolgend onderzoek was gefocust op de verfijning ervan, zodat we nu beschikken over systematische kennis over de diverse aspecten en we tot praktische richtlijnen zijn gekomen om strategisch begrazen succesvol toe te passen.

Hoofdstuk 5 gaat over de economie van begrazen. Richtlijnen voor beweiding dienen immers overwegingen te bevatten van kosten en baten voor landbouwers en potentiële marketingopportuniteiten en dienen als basis voor managementbeslissingen.

Daarnaast heeft begrazing het vermogen om vegetatie te veranderen door de ecofysiologie van planten soortenrijkdom, gemeenschapssamenstelling en structuur en functionele eigenschappen te wijzigen. Die kunnen op hun beurt niet alleen de productiviteit van graslanden beïnvloeden, maar ook de afbraak van bodemorganische stof. Daarom is hieraan kort aandacht besteed in hoofdstuk 6. Hoofdstuk 7 sluit af met een overzicht van de belangrijkste (financiële) prikkels die kunnen en worden gebruikt om de acceptatie van goede beweidingspraktijken te bevorderen.

1 IMPACT VAN VEETEELT & MOGELIJKHEDEN TOT DUURZAME INTENSIFIËRING

1.1 SITUERING

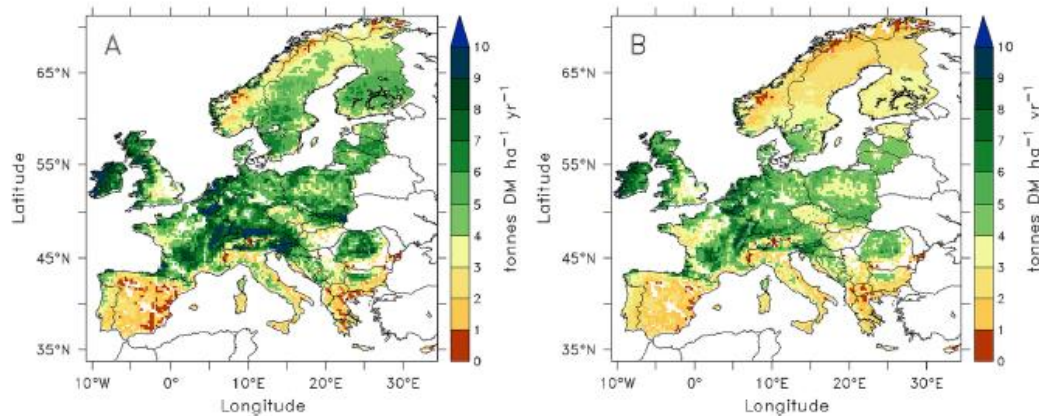
In het Kyoto Protocol, dat opgezet is door de UN Framework Convention on Climate Change is de vermindering van fossiele brandstoffen en het verbeteren van koolstofsekwestratie een van de doelstellingen en met betrekking tot landbouwgronden kan koolstofsekwestratie ondergebracht worden onder Artikel 3.4 van het Protocol (Huyghe et al., 2014b, p.147).

Er wordt erkend dat de impact van de veeteelt op landgebruik (Herrero et al., 2013) en het klimaat door de uitstoot van broeikasgassen groot is (Smith et al., 2014) en in de toekomst alleen nog maar zal toenemen (Bennetzen et al., 2016). Volgens Smith et al. (2014) worden landbouwactiviteiten (veeteelt en akkerbouw) en landwijzigingen verantwoordelijk geacht voor 1/4^e van de totale broeikasgasemissies door humane activiteit.

Bennetzen et al. (2016) analyseerden trends in het verleden in de uitstoot van broeikasgassen in de landbouw en projecteren potentiële toekomstige emissies in verschillende scenario's. Hun analyse liet zien dat de landbouw de laatste decennia klimaatefficiënter is geworden en huidig de uitstoot ten opzichte van de totale productie nog verder wordt verminderd. Desondanks groeit de wereldpopulatie (Godfray et al., 2010) en zullen naar verwachting veranderingen in het voedingspatroon, met name van een overwegend plantaardig dieet naar een dieet met meer dierlijke producten, volgens de FAO (2006) de productie van voedsel wereldwijd tegen 2050 moeten doen toenemen, en worden de emissies voor de productie van gewassen geschat op 48% en voor de dierlijke productie op 80% toename. Om aan de hogere vraag naar voedsel te kunnen voldoen is in het verleden ingezet op verhoogde efficiëntie via intensivering en is dat met kosten voor aspecten van het milieu gekomen (bv. verzuring en degradatie van de bodem, eutrofiëring en chemische pollutie van waterlichamen, afnemende grondwatertafels, verminderde zoetwaterstromen, en verlies van biodiversiteit), met negatieve implicaties voor ecosysteemdiensten die de menselijke samenleving onderhouden (Tilman et al., 2011; Foley et al., 2005; Rockström et al., 2009).

Verdere intensivering is onvermijdelijk, dus moeten toekomstige maatregelen erop gericht zijn dat deze intensificatie duurzaam is (Bennetzen et al., 2016; Godfray et al., 2010; Garnett et al., 2013; Smith, 2013) met aandacht voor de volledige productiecycclus. Diverse bronnen zeggen daarbij dat de veeteelt een groot mitigatiepotentieel heeft en een kritische service kan bieden aan ecosysteemdiensten (Conant et al., 2017 ; Del Prado et al., 2014) voor een relatieve lage kost (Bennetzen et al., 2016; Smith et al., 2008; 2014; Scheider & Smith, 2009).

Chang et al. (2015) bijvoorbeeld onderzochten het biologisch potentieel van graslandproductie om het graslandgebruik te maximaliseren in regio's in Europa, rekening houdend met de klimaatfactoren (neerslag en temperatuur), CO₂-concentratie en stikstofdepositie. Uit hun simulaties blijkt de zone waar potentieel de hoogste grasproductie (jaarlijkse geoogste biomassa per eenheid van gemaaid grasland gebied) kan bereikt worden de Atlantische maritieme klimaatzone (bv. België, Nederland) is, met een potentieel bereik van 10 ton droge stof ha⁻¹ j⁻¹. De laagste productie wordt gesimuleerd in de lagere gebieden van de Alpen (bv. Zuid-Duitsland, West-Frankrijk, het noorden van Oostenrijk en Zwitserland, Noordoost-Italië en Slovenie) (Fig. 1).



Figuur 1: De biologische potentiële productiviteit gesimuleerd door ORCHIDEE-GM van (A) de potentiële primaire productie (geogroede droge stof in voeder) in gemaaid grasland en van (B) potentiële primaire begraasde droge stof gebruikt voor opname door dieren door begrazing (gemiddelde waarden voor een periode van 1995-2004), uit Chang et al., 2015).

De afgelopen jaren is de methode om emissies in de veeteelt en melkproductie op een duurzame manier te doen afnemen middels bodemkoolstofsekwestratie door middel van begrazing verder onderzocht. Er bestaat echter nog onzekerheid met betrekking tot koolstofopslag in de bodem en de aanvullende koolstofopslag volgens de EPI-AGRI Focus Group Grazing for Carbon (2018). Deze groep van experts bracht middels een snelle scan van de literatuur het effect van beweiding-/bezettingssystemen op de bodemkoolstof en de afwegingen en wisselwerkingen (trade-offs) binnen graslandproductie in kaart (Van Eekeren et al., 2018). De lacunes in de kennis met betrekking tot het optimale beheer van beweidingssystemen voor koolstofopslag in verschillende regio's in Europa, de mechanismen achter de praktijken en de oplossingen en een aantal onderzoeksbehoeften uit de praktijk werden geïdentificeerd. Om de koolstofsekwestratie verder te ondersteunen en het huidige koolstofgehalte te behouden, identificeerde de focusgroep ook ideeën voor operationele groepen (EPI-AGRI Focus Group Grazing for Carbon, 2018).

2 KOOLSTOFVASTLEGGING (C-SEKWESTRATIE)

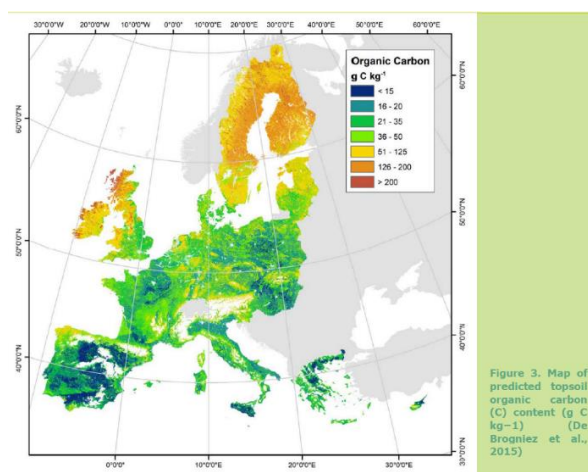
2.1 ORGANISCHE KOOLSTOFVOORRADEN GRASLANDGROND

Algemeen wordt aangenomen dat het potentieel van graslanden voor koolstofopslag groot is (Conant et al., 2017). Met name kan 10 tot 30% van het wereldwijde bodemorganische koolstofaandeel tot 1 meter diepte worden opgeslagen in graslanden (Erb et al., 2018) met een vastleggingssnelheid van $0,5 \text{ Pg C jr}^{-1}$ (Follett & Reed, 2010).

Dit opgeslagen koolstof door graslanden is het verschil tussen koolstofinvoer door bv. fixatie van koolstof uit de atmosfeer door planten (fotosynthese), boven- en ondergrondse plantenresten, rhizodepositie, mest, urine en begrazing van dieren en koolstofverliezen door bv. verwijdering van biomassa door oogst of begrazing, heterotrofe ademhaling en verliezen door erosie, brand en andere. Er is echter nog aanvullend onderzoek nodig naar de kwantitatieve bijdrage van de bronnen en verliezen op het bodemkoolstofbestand (Lorenz & Lal, 2018).

Daarnaast bevindt zich in graslanden een hoger gehalte organische stof in de bodem en heeft de bodemkoolstof een langere verblijftijd dan in landbouwbodems omdat er minder bodemverstoring is, zoals het verwijderen van biomassa, veranderen van de vegetatiedekking of van de bodemfuncties (Conant, 2012). Bijgevolg is er een hogere voorraad koolstof in graslandbodems, die zich grotendeels onder de grond in wortels en bodem bevindt als chemisch gestabiliseerde deeltjesvormige organische stof (Jones & Donnelly 2004; Gregorich et al., 2001, Rumpel, 2011).

De Brogniez et al. (2015) heeft een kaart gemaakt van het organische C-gehalte van de bovengrond van Europa op basis van modellen (Fig. 2). Deze kaart toont duidelijk de verschillen in organisch C-gehalte tussen Noord- en Zuid-Europa. De mate waarin door graslanden extra C uit de atmosfeer kan worden gehaald en in de bodem kan worden opgeslagen, zal de algemene rol van graslanden bepalen bij het verminderen van de impact van verhoogde emissies.



Figuur 2: Kaart van voorspelde inhoud organische koolstof (g C kg^{-1}) in de topbodemplaat (De Brogniez et al., 2015)

2.2 NATUURLIJKE BRONNEN EN VERLIEZEN VAN BODEM ORGANISCHE KOOLSTOF

In graslanden wordt de mate van gesekwestreerde koolstof onder meer beïnvloed door natuurlijke processen, in de eerste plaats door de productiviteit van de plant, zoals door fotosynthese (fixatie van koolstof uit de atmosfeer door de bladeren) en de afbraak en omzetting van wortelafval door actieve rhizodepositie (Jones & Donnelly, 2004), samen met de vochtafscheiding van wortels (exsudaten) (Lorenz & Lal, 2005). Verder bevorderen activiteiten van regenwormen en andere fauna in graslanden de vorming van macroaggregaten waarin microaggregaten worden gevormd die bodemorganische koolstof langdurig tegen ontbinding beschermen (Bossuyt et al., 2005). Vooral de afbraak van wortelafval is een belangrijke bepalende factor voor de koolstofcyclus in graslandecosystemen, die op zijn beurt wordt beïnvloed door zowel de kwaliteit van het wortelafval als door de rhizosfeeractiviteit (Personeni & Loiseau, 2005). Daarnaast wordt het gedeelte van de vegetatie dat overblijft na de verliezen door oogst, begrazing en

vluchtige organische stoffen door ontbinding omgezet in bodemkoolstof (Lorenz en Lal, 2005). Verder kunnen C4-grassoorten relatief meer bijdragen aan invoer van bodemkoolstof van residuen dan de C3-grassoorten (Beer et al. 2010).

Graslanden wisselen ook koolstof uit als CO₂ tussen planten en bodems en de atmosfeer door fotosynthese en respiratie (Chang et al., 2016), zodoende treden ook koolstofverliezen op door natuurlijke processen, maar ook door ontbinding, brand, erosie, watertekort en uitspoeling (Lorenz & Lal, 2018; Soussana & Lemaire, 2014). Daarnaast zou de bodemorganische koolstof in grasland waarschijnlijk beïnvloed worden door de klimaatverandering, maar de omvang en richting van deze verandering worden nog niet volledig begrepen. Zo projecteerden bijvoorbeeld Dintwe & Okin (2018) dat een stijging van de bodemtemperatuur kan leiden tot een verlies van bodemorganische koolstof uit Kalahari-savannes, terwijl een verdubbeling van de CO₂-concentratie in de atmosfeer een toename van de bodemkoolstof zou veroorzaken. De verwachte toename van de luchttemperatuur kan de bodemademhaling doen toenemen, en kan de netto primaire productie verlagen. De mate van bodemorganische koolstofverliezen in Kalahari-savannes als gevolg van antropogene klimaatverandering werden geschat op 1.1-2.0 Tg C jaar⁻¹ tot het einde van de 21^{ste} eeuw.

2.3 ABIOTISCHE FACTOREN VOOR KOOLSTOFINVOER OF -VERLIES

De grasland (bruto) productie is de som van de fotosynthese door alle fotosynthese weefsels in een grasland gemeten op ecosysteemschaal (Chapin & Eviner, 2014). Graslandproductie wordt gecontroleerd door bladoppervlak, stikstof (N) aanvoer, seizoen, temperatuur, licht en atmosferische CO₂-concentratie (Chapin et al., 2002). Verder bereiken graslandecosystemen met meer plantensoorten een hogere productie (Milcu et al., 2014). Verschillen in productie tussen grasland-ecosystemen zijn sterk afhankelijk van de verschillen in de hoeveelheid geabsorbeerd licht, de lengte van het fotosynthese seizoen en van de efficiëntie van het omzetten van licht in koolhydraten (Chapin & Eviner, 2014). De efficiëntie van lichtgebruik is laag in ecosystemen met weinig hulpbronnen zoals droge graslanden en neemt af met temperatuurstijging en is sterk verlaagd bij extreem lage temperaturen (Chapin & Eviner, 2014).

Wereldwijd worden grasland koolstofbestanden geschat op 343 Pg C in de bovenste 1 meter diepte (Conant et al. 2017). De grootste bodemorganische koolstofvoorraden werden gevonden in gematigde regio's, gekenmerkt door lagere gemiddelde temperaturen vergeleken met vochtige, subhumide, tropische en semi-aride gebieden. Lagere temperaturen resulteren in lagere ontbindingspercentages, vandaar de accumulatie van bodemorganische koolstof. Grotere bodemorganische koolstofaandelen in natte klimaten kunnen ook worden toegeschreven aan de hoge productiviteit van graslanden in natte omgevingen. Ter vergelijking, de laagste bodemorganische koolstofvoorraden werden waargenomen in droge tot semi-aride graslandgronden en dit werd verklaard door de lage hoeveelheden neerslag die leiden tot een lage biomassa-productie en organische stofafbraak, waardoor de koolstofinvoer in de bodem wordt verminderd. Tot slot, gemiddelde jaarlijkse neerslag en gemiddelde jaarlijkse temperatuur verklaren veel van de variabiliteit van het bodemorganische koolstofbestand in grasland tot 30 cm diepte, met andere woorden beide klimatologische factoren zijn positief gecorreleerd met bodemorganische koolstofbestanden. Bodemorganische koolstofaandelen in de graslandbodem namen ook af met een toename van de hoogte, wat kan worden verklaard door een lagere gemiddelde jaarlijkse temperatuur op grotere hoogten (Dlamini et al. 2016).

Gebaseerd op CO₂-metingen van 20 Europese graslanden, werd de gemiddelde jaarlijkse bruto primaire productie (BPP) geschat op een breed bereik van 466,8 g C m⁻² jr⁻¹ voor droge semi-natuurlijke weiden van Zuid-Midden-Europa en 1.872,8 g C m⁻² jr⁻¹ voor intensief beheerde graslanden in het Atlantische klimaat (Gilmanov et al. 2007). Mogelijk door hogere N-bemesting in intensief beheerde Europese graslanden met Atlantisch klimaat bereikten deze graslanden hogere BPP-niveaus dan bijvoorbeeld niet-bemeste Noord-Amerikaanse graslanden in een vergelijkbaar klimaat. Het beschikbare licht en de lengte van het groeiseizoen waren de beperkende factoren in Midden- en Noord-Europa. Droogte was een extra beperking voornamelijk in Zuid-Europa (Schulze et al. 2010).

McSherry & Ritchie (2013) voerden een meta-analyse uit van de effecten van begrazing op bodemorganische koolstof door alleen interacties tussen factoren met een breed scala aan waarden te overwegen op experimentele sites. De begrazingseffecten op bodemorganische koolstof, positief of negatief, waren potentieel groot, met cumulatieve veranderingen tot 16 Mg C ha⁻¹ over 10–30 jaar, en jaarlijkse veranderingen zo hoog als ± 1,5 Mg C ha⁻¹ j⁻¹. De gelijke verdeling van positieve en negatieve effecten suggereerden echter dat het effect van grazers op bodemorganische

koolstof sterk contextafhankelijk is. Meer specifiek kunnen grazereffecten op de bodemorganische koolstof optreden onder invloed van neerslag, C3/C4-grassoortenbalans en bodemtextuur. Bovendien kunnen factoren, zoals brandfrequentie, bodem pH, temperatuur, type beweidingsbeheer (rotatie versus continu), en wilde versus gedomesticeerde grazers potentieel belangrijke factoren zijn, maar deze werden niet overwogen/opgenomen (McSherry & Ritchie, 2013). In deze meta-analyse werd 85% van de variatie door begrazingseffecten verklaard door 6 variabelen van bodemtextuur, neerslag, grasoort, begrazingsintensiteit, studieduur en bemonsteringsdiepte. Zo verhoogde meer specifiek toenemende beweidingsintensiteit de bodemorganische koolstof met 6-7% op C4 gedomineerde en C4/C3 gemende graslanden, maar verminderde deze met gemiddeld 18% in door C3 gedomineerde graslanden. Uit de meta-analyse van Zhou et al. (2017) werd met betrekking tot de klimatologische factoren gevonden dat de gemiddelde jaartemperatuur negatief gecorreleerd was met de reactie van het bodemorganisch koolstofbestand op begrazing. Een hoge gemiddelde jaartemperatuur zoals in tropische en gematigde gebieden resulteert in deze gebieden in graslanden met meer microbiële bodemactiviteit die het verval van bodemorganische stof versnelt en de omzetsnelheid verhoogt en zodoende resulteert in een lagere bodem organische koolstofvoorraad. De studie van Zhou et al. (2017) had wel enkele beperkingen: zo was de duur van de experimenten met grazers vaak minder dan 10 jaar en vooral gesitueerd in gebieden met een gematigd klimaat (Lorenz & Lal, 2018). Nog werd in de meta-analyses van McSherry & Ritchie (2013) en Zhou et al. (2017) bij het bundelen van de gegevens uit de verschillende studies geen rekening gehouden met de verschillen in bodemdiepte waarop de bodemorganische koolstof werd gemeten, waardoor volgens Abdalla et al. (2018) zeer onzekere resultaten werden gevonden. Toen de bodemorganische koolstofgegevens in hun studie waren genormaliseerd tot 30 cm diepte, toonde de meta-analyse van de impact van diertype (rund, geit en gemengd) op bodemorganische koolstof in alle klimaattypen geen significant verschil ($p = 0,89$). Geen van beide grondtexturen (klei, klei-leem, leem, zand-leem en zand) ($p = 0,75$), noch graslandkenmerken (grasland, struikgewas grasland, bosrijk grasland, steppe en prairie) ($p = 0,079$) had een significante invloed op de bodemorganische koolstofniveaus. Er werd wel een significant verschil ($p = 0,003$) gevonden met in C4-graslanden toenemende bodemorganische koolstof met 0,056 (5,6%; StDev = 0,341), en in C3 grassen en gemengd gras dat de bodemorganische koolstof met $-0,155$ verlaagt ($-15,5\%$; StDev = 0,233) en $-0,25$ (-25% ; StDev = 0,435).

In een meta-analyse van Dlamini et al. (2016) waarin niet-aangetaste en aangetaste graslanden met gematigde, vochtige, subhumide, tropische en semi-aride gebieden condities werden vergeleken, leidde grasdegradatie door begrazing gemiddeld tot een daling van de bodemorganische koolstof met 9% in bodemorganische koolstofvoorraden tot 30 cm diepte. Meer bepaald bleek de intensiteit van afbraak door begrazing belangrijk: als het grasland zwaar was aangetast ($<25\%$ plantbasisdekking) werd een vermindering van 13% van de bodemorganische koolstofbestanden vastgesteld, indien het matig was aangetast (50 tot 75% plant basale dekking) leidde begrazing tot een vermindering van 7% in de bodemorganische koolstofbestanden. Verder waren er geen verschillen in bodemorganische koolstofvoorraad tot 30 cm diepte tussen aangetaste en niet-aangetaste graslanden als de graslanden licht aangetast waren (75-100% basale plantbedekking). Er was ook een algemene trend dat graslandaantasting een diepere impact had op de vermindering van bodemorganische koolstofvoorraden in natte klimaten met zure bodems vergeleken met basische bodems in droge klimaten. Daarom kan goed beheer van de pH van de bodem in graslanden een belangrijke strategie zijn om de door degradatie veroorzaakte verliezen van bodemorganische koolstof door begrazing te verminderen (Dlamini et al. 2016). Nog betreffende de relatie tussen het bodemorganische koolstofbestand in begraasde graslanden en pH vonden Zhou et al. (2017) dat de bodemkoolstofvoorraad positief gecorreleerd kan zijn met de bodem-pH, wat volgens de onderzoekers aangeeft dat schimmelbiomassa wordt onderdrukt bij hoge pH-waarden en dit resulteert in verminderde ontbinding en toename van organische koolstof in de bodem.

2.4 DOOR BEHEERINTERVENTIES AFGELEIDE KOOLSTOFINVOER EN-VERLIEZEN

Graslanden worden meestal gekenmerkt door permanente vegetatiebedekking, maar beheerverschillen (bijv. maaien versus graasland, begrazingsintensiteit, ploegen van grasland voor graslandvernieuwing) kunnen van invloed zijn op de input van bodemkoolstof en zijn dynamiek (Parsons et al., 2011). Afgezien van natuurlijke invoerprocessen, zijn de graslandbodemorganische koolstofvoorraden dus ook afhankelijk van managementinterventies. Veel graslandgronden hebben een groot potentieel om extra hoeveelheden bodem organisch koolstof op te slaan omdat

intensieve weidegang en degradatie door agrarische gebruik in het verleden koolstofverliezen hebben veroorzaakt (Lorenz & Lal, 2018).

De intensiteit van het management kan bijzonder belangrijk zijn voor het vergroten (en behouden) van bodemorganische koolstof-bestanden in grasland (Chang et al., 2016). De koolstofbalans wordt immers diepgaand beïnvloed door de aard, frequentie en intensiteit van de verstoring. Chang et al. (2016) berekenden dat in Europa, in de periode 1991–2010, veranderingen in de intensiteit van het graslandbeheer van Europese graslanden de grootste bijdrage geleverd hebben aan de stijgende NBP (netto bioom productie)-trend, met name ongeveer 36–43% ($0,65-0,88 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) naast andere oorzaken zoals verandering van landbedekking/gebruik, klimaatverandering, stijgende atmosferische CO_2 en N- toevoeging. Veranderingen in managementintensiteit kunnen mogelijk de bodem organische koolstofbestanden met 164– 214 Tg C in 20 jaar over 1,3 106 km² grasland in Europa hebben verbeterd. In vergelijking, veroorzaakte nieuw aangelegd grasland (d.w.z. toename in graslandgebied) een vergelijkbaar maar lagere NBP-positieve trend van $0,48-0,51 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (Chang et al., 2016). Bodemkoolstof accumulatie in grasland omgezet van akkerland in Europa is afhankelijk van verbeterde beschikbare bodem N, resulterend in een hoge productiviteit (Gosling et al. 2017).

Belangrijke interventies om het aandeel bodemorganische koolstof in weides te doen toenemen, omvatten het inzaaien van vlinderbloemigen en productievare grassoorten, (brandmanagement), irrigatie (Henderson et al., 2015; Conant et al., 2017) en conversie van gecultiveerde grond naar grasland met een variatie van 0.105 tot meer dan 1 Mg C ha⁻¹j⁻¹. De grootste toename van bodemkoolstofvoorraden was hierbij afkomstig door de conversie van cultuurbodem naar grasland ($0.87 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{j}^{-1}$), het inzaaien van vlinderbloemigen ($0.66 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{j}^{-1}$) en bemesting ($0.57 \text{ mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) (Conant et al., 2017). Bemesting kan mogelijk direct en indirect organische koolstof toevoegen aan graslandbodems (Maillard & Angers, 2014). Niet als laatste kan verbeterde beweiding tot een toename van bodem organische koolstofvoorraden leiden, mede vanwege het grote weidegrondoppervlak en het potentieel voor aanzienlijke stijgingen in bodem C-voorraad (Conant et al., 2017). In deze studie bleek dat niet in elk geval de verbeterde begrazingsmethodes leidde tot een toename van de bodemkoolstofvoorraad.

Het beheer van de weidegang kan dus bijdragen aan bodemorganische koolstofverliezen of winsten (McSherry & Ritchie, 2013). In het bijzonder de aard, frequentie en intensiteit van verstoring kunnen bijdragen aan het bodemorganisch koolstofverlies en spelen dus een sleutelrol in de bodemorganische koolstofbalans van grasland (Soussana et al., 2004). Begrazingsbeheer kan echter ook gericht worden op bodemorganische koolstofopslag. Het meeste potentieel voor bodemkoolstofsekwestratie kan volgens Conant & Paustian (2002) voorkomen in gebieden met een gemiddelde jaarlijkse hoeveelheid neerslag <1800 mm. Begrazingsmethodes kunnen ook niet op elk grasland uniform kunnen worden toegepast gezien bodemkoolstofvoorraden variëren in functie van het klimaat- en de bodem- en vegetatiekarakteristieken (McSherry & Ritchie, 2013). Volgens Conant & Paustian (2002) kunnen desalniettemin wereldwijd potentieel grote hoeveelheden van atmosferisch C in de bodem worden gesekwestreerd door het implementeren van verbeterde begrazingsmethodes, doordat ze in elk beheerd grasland kunnen worden toegepast en door de winst/toename van ($0.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) te koppelen aan het enorme graslandareaal. Zij concludeerden dat gewoon stoppen met overbegrazing en de uitvoering van matige begrazingsintensiteit veelbelovende benaderingen zijn voor het herstel van de bodemorganische koolstof in overbegraasde gebieden.

Hieruit komen de verschillende tegenstrijdige opvattingen met betrekking tot de effecten van begrazingssystemen op C-opslag in Europa (bijv. Conant et al., 2017; Thornley & Cannell, 1997). Naast de abiotische factoren is er nog substantiële onzekerheid over de verandering van bodemkoolstof in beheerde graslanden over tijd (Desjardins et al., 2012; Olson et al., 2017; Paustian et al., 2016), met mogelijke limitaties voor bodemkoolstofstockage door de C en N-cyclus, inclusief bodem N limitaties (van Groeningen et al., 2017). Bijkomend is de bescherming van langetermijn koolstofopslag afhankelijk van eventuele veranderingen van landgebruik (Petersen et al., 2013). Uit een meta-analyse van Guo & Gifford (2002) over veranderd landgebruik, blijkt dat het bodemorganische koolstofbestand daalt bij verandering van grasland naar akkerbouw (-59%) en van grasland naar boomaanplant (-10%). Een toename wordt geobserveerd bij verandering van akkerbouw naar grasland (+19%) en bosgebied naar grasland (+8%). Tevens beïnvloedt bodemmanagement de bodemorganische stof (BOS)-bestanden op diverse manieren. Organische meststoffen kunnen leiden tot een opbouw van het BOS indien ze consistent over meerdere jaren wordt toegepast en in voldoende hoeveelheden. Daarnaast is de langlevendheid van de graslanden een belangrijke factor. Verstoring, zoals vernieuwing of verandering van het grasland dat gepaard gaat met ploegen, leidt tot een snelle afbraak van BOS

en dus afname. De snelheid van afbraak van BOS bij verandering van gras- naar akkerland is bovendien sneller dan de opbouw van het BOS-bestand bij verandering van akker- naar grasland (Soussana et al., 2004).

Verder is in sommige regio's (voornamelijk in Noord-Europa) het bodem-C-gehalte vrij hoog en er is beperkte capaciteit om het te verhogen en daarom is het handhaven van bodem-C in die regio's een prioriteit, terwijl in andere regio's (voornamelijk in Zuid-Europa) het bodem-C-gehalte laag is, en vaak afnemend, en daarom is er capaciteit om het C-gehalte in de bodem te verhogen (Hennessy et al., 2018).

Niettemin kan, mits de beste beweidingssystemen voor C-opslag onder verschillende klimatologische omstandigheden en goed weidebeheer kunnen de bodem organische koolstof behouden en verhoogd worden, de bodemkwaliteit verbeteren door het verminderen van schade door bodembewerking en anorganische meststoffen en biodiversiteit verbeteren. Om die reden concluderen Teague et al. (2016) dat herkauwers onmisbaar zijn voor de duurzaamheid en ecologische weerbaarheid van agro-ecosystemen en daarom het beleid van agroproductie graaspraktijken moet bevatten en ondersteunen met beleidsmaatregelen en protocollen.

In Huyghe et al. (2014b, p. 149) wordt gemeld dat het grootste deel van de bodemorganische koolstofvoorraad (75-80%) zich in de toplaag van de bodem (0 m – 30 cm) bevindt, omdat het grootste deel van de wortelmassa in deze laag is geconcentreerd.

Het is evident dat schattingen voor de koolstof in de bodem hoger zijn in grasland dan in landbouwgrond, voor België en Nederland wordt dit geschat op – zie tabel 1:

Tabel 1: Nationale schattingen voor koolstofvoorraad (t C/ha) in de oppervlakkige bodemlaag (0-30 cm) van grasland, akkerland en bossen. (Uit Huyghe et al., 2014b, p. 149)

Cropland type	Location	SOC content T C/ha (0-30 cm)	Author
Grassland	Netherlands	103	Kuikman <i>et al.</i> (2002)
Arable land	Netherlands	92	Kuikman <i>et al.</i> (2002)
Forest and nature areas	Netherlands	69	Kuikman <i>et al.</i> (2002)
Grassland	Belgium	79	Lettens <i>et al.</i> (2005)
(arable) cropland	Belgium	50	Lettens <i>et al.</i> (2005)
Forest	Belgium	91	Lettens <i>et al.</i> (2005)

2.4.1 Bemesting

Toepassing van mest voegt direct koolstof toe aan graslandbodems, er wordt bijvoorbeeld tot $1.450 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ toegevoegd met mest en drijfmest aan graslanden in Europa (Soussana et al., 2007). De hoeveelheid aangebrachte koolstof van mest is volgens Lorenz & Lal (2018) en Maillard & Angers (2014) over het algemeen de dominant bepalende factor voor de mate van toename van bodem organische koolstof na mesttoepassing.

Verder kunnen diersoorten ook de respons beïnvloeden. Mest van rundvee (*Bos taurus*) heeft de neiging om de bodem organische koolstofvoorraden meer te vergroten dan die van varken (*Sus scrofa domesticus*) en pluimveemest (Maillard & Angers, 2014). Bijvoorbeeld, jaarlijkse toepassing van vloeibare varkensmest op grasland gedurende 20 jaar heeft de bodem organische koolstofvoorraden niet tot 70 cm diepte vergroot, door de beperkte hoeveelheden en hoge afbreekbaarheid van de door mest geleverde koolstof, en mogelijk ook door stimulering van de mineralisatie van zowel de oorspronkelijk aanwezige bodem organische koolstof als het vers van wortels afgeleid materiaal (Angers et al. 2010). Dit priming-effect droeg bij tot lagere bodem organische koolstofvoorraden (86 Mg C ha^{-1}) tot 70 cm diepte in de vloeibare varkensmest van $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ behandeling dan bij de 0 of $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ behandelingen (100 Mg C ha^{-1}).

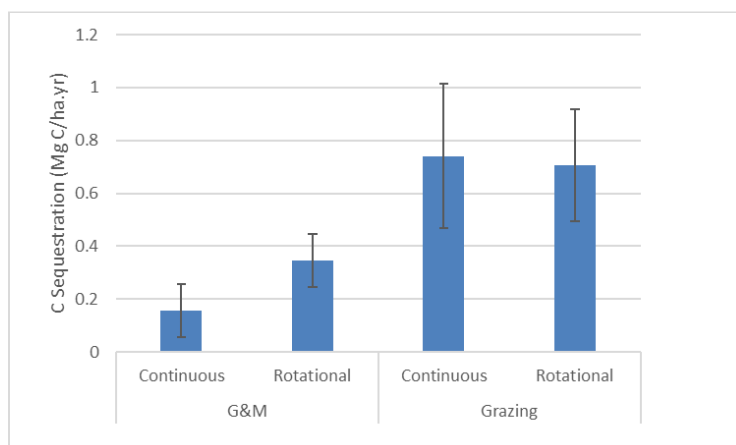
Evenzo had 18 jaar toevoeging van varkensmest aan Engels raaigras (*Lolium perenne* L.) geen significant effect op de bodemorganische koolstofvoorraad tot 20 cm diepte (Thomsen & Christensen, 2004). Verder had 5 jaar toevoeging van pluimveemest (*Gallus gallus domesticus*) geen significant effect op de toevoeging aan de bodem organische koolstofbestanden tot 6 cm diepte onder 'Coastal' bermudagrass (*Cynodon dactylon* (L.)) (Franzluebbers et al., 2001).

Hoewel pluimveemest over 12 jaar significant organische koolstof toegevoegde ($2,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), was de decompositie hoog, wat resulteerde in statistisch niet-detecteerbare veranderingen in de bodem organische koolstofbestanden op 20 cm diepte onder grasland met 'Coastal' bermudagrass en hoge zwenkgras (*Lolium arundinaceum*) (Franzluebbbers & Stuedemann, 2010).

Toepassing van rundermest op schakelgras (*Panicum virgatum* L.) gedurende 4 jaar verhoogde de bodem organische koolstofvoorraden met 8,59 en 15,01 Mg C ha^{-1} op een diepte van 0–30 en 0–90 cm vergeleken met de niet-bemeste controle (Lee et al., 2007). De extra koolstofinvoer door de bemesting verhoogde in het bijzonder de koolstofsekwestratie (opslag) op een diepte van 0–5 cm met $4,90 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Tot 20% van de aangebrachte mest koolstof kan in de oppervlakkige bodem worden opgenomen enkele weken na het aanbrengen, waarvan 8% zich na een jaar nog in het bodemprofiel bevindt (Dungait et al., 2010). Afzetting van mest, vooral van runderen, kan dus koolstof in de grond overbrengen, terwijl urine-afzetting het verlies van bodem organische koolstof kan bevorderen door het priming-effect, althans op korte termijn (Cai et al., 2017). Echter, het moleculair mechanisme waardoor mest en urine koolstof bijdragen aan de bodem organische koolstofbestanden moet nog verder worden onderzocht (Dungait et al., 2009).

2.4.2 Maaïen versus beweiden

Figuur 3. Gemiddelde koolstofsekwestratie graad voor gemende systemen (begrazing en maaïen of G&M) of enkel begrazingssystemen (Grazing) (voor details zie Van Eekeren et al., 2018, gebaseerd op quick scan van literatuur door K. Klumpp.)



Er zijn aanwijzingen dat begraasde graslanden meer koolstof kunnen sekwestreren dan graslanden die worden gebruikt voor de productie van kuilvoeder/hooi, vanwege het hergebruik van voedingsstoffen (C en N) door de dieren uit feces en plantenstrooisel (niet-begraasde bladeren en wortels) of wortellexudaten. Zo is er een netto koolstofsekwestratie met grasland in het algemeen, maar in een gemengd beweïdings- en maaisysteem is er minder koolstofopslag dan onder een zuiver beweïdingssysteem (Figuur 3). Dit kan mogelijk worden verklaard door meer mest en plantenstrooisel met beweïding alleen in vergelijking met gemengde beweïdings- en maaisystemen. In deze zin is beweïding alleen al positiever voor koolstofsekwestratie dan systemen die maaïen omvatten (Van Eekeren et al., 2018).

In een maaïeregime wordt bijvoorbeeld een groot deel van de netto primaire productie uit de bodem geëxporteerd als hooi of kuilvoer, maar een deel van deze export wordt gecompenseerd door het toedienen van landbouw(drijf)mest. Verstoring van blijvende vegetatie van grasland, en dus zijn voortdurende bescherming van bodemorganische koolstof, draagt bij aan verhoogde verliezen van bodemorganische koolstof (Soussana et al., 2004). Anderzijds kan gematigd maaïen plantensoortenrijkdom, plantproductiviteit, wortelbiomassa en wortellexudaten vergemakkelijken en dus de bodemorganische koolstofbestanden laten toenemen (Cong et al., 2014).

2.4.3 Effecten van begrazing op koolstofvastlegging en bodem C-voorraden

Begrazing heeft een grote directe invloed op de productiviteit van graslanden, de structuur van de plantengemeenschap en biochemische cyclussen. De effecten van begrazing worden veroorzaakt door het verwijderen van plantenweefsel (ontbladering) (Van Eekeren et al., 2018). Bijvoorbeeld, 15% van de graaslandproductie wordt geconsumeerd door vee (Irisarri et al. 2017). De intensiteit en timing van begrazing beïnvloeden de verwijdering van vegetatie door graasactiviteit en koolstoftoewijzing aan wortels evenals de graslandflora (Jones, 2010). Hierdoor draagt begrazing een derde bij aan het door management veroorzaakt verschil in wereldwijde biomassa koolstofbestanden. Begraasde graslanden kunnen een potentiële zinkput van koolstof zijn en slaan $0,8 \pm 0,2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ op (snelheden variërend van verliezen tot winsten van meer dan $1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (bijv. Soussana et al., 2010; Conant et al., 2017). De netto-effecten van begrazingsbeheer op de bodem organische koolstofbestanden leiden daarom tot heftige discussies (Garnett et al. 2017). Desondanks was er tot voor kort weinig informatie over het juiste weidebeheer voor specifieke regio's (Abdalla et al., 2018). Van verbeterd weidebeheer, inclusief aanpassing van veebezettingsgraad, periodieke verwijdering van grazend vee en lengte van de beweidingperiode (bijv. rotatiebeweiding of beweiding van korte duur, seizoensbeweiding), werd gemeld dat de koolstofsequestratie met $0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ toenam (Van Eekeren et al., 2018).

Op de korte termijn resulteert begrazing in een vermindering van de productie van bovengrondse biomassa en strooisel, evenals veranderingen in de voedingsstatus van planten. Als er veel dood plantmateriaal in de grasmat is, waardoor de levende bladeren in de schaduw staan, kan door begrazing licht doordringen tot in de kruin van de plant en nieuwe groei aanmoedigen. Omgekeerd, als beweiding te intens is of de periode tussen opeenvolgende beweidingen te kort is, kan de hoeveelheid levend blad worden verminderd op de manier waarop de lichtonderschepping daalt en groei/ koolstofvastlegging wordt verminderd. Tussen deze twee uitersten is er relatief weinig verandering in groei met veranderingen in begrazingsdruk. De kwaliteit van de vegetatie en de productie van strooisel reageren echter nog steeds op veranderingen in de begrazingsdruk binnen dit bereik; hogere begrazingsdruk verhoogt de kwaliteit van de planten (gegeven dat er voldoende N beschikbaar is) en vermindert de productie van strooisel en vice versa. **Het belangrijkste doel voor duurzame begrazingssystemen is het vinden van de optimale bezettingsgraad waarbij de optimale grasinname samenvalt met een bepaalde hoeveelheid C-opslag in de bodem** (Van Eekeren et al., 2018).

Ecologische grenzen aan de begrazingsintensiteit (lage/gemiddelde/hoge begrazingsdruk) variëren tussen locaties en in de tijd (Fetzel et al., 2017). Hoe lager de weidegroei, hoe lager de begrazingsdruk of hoe langer de periode tussen begrazingsgebeurtenissen en vice versa en al deze factoren hebben invloed op de hoeveelheid en de verdeling van bodem organische koolstof accumulerend in de bodem.

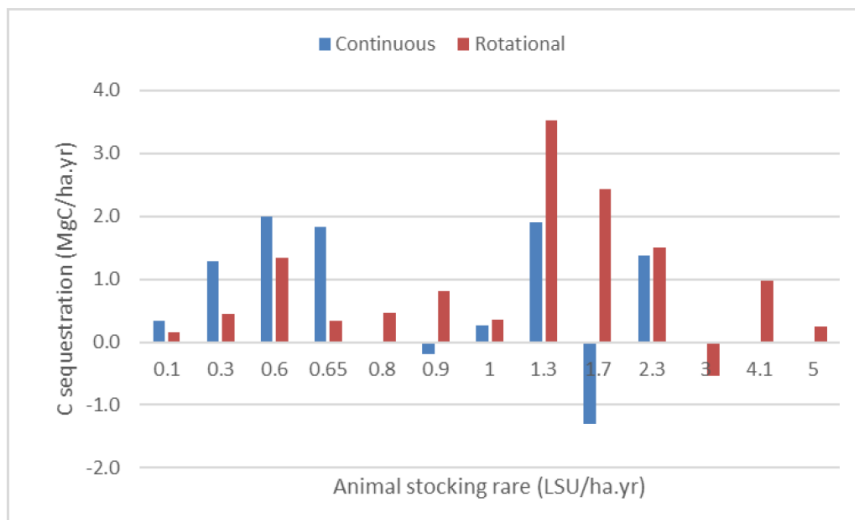
Daarnaast kunnen met toenemende begrazingsdruk dalingen in labiele koolstof worden gecompenseerd door toenames door de bijdrage van mest en urine, evenals door toename van wortel-afgeleide koolstof. Samen kunnen deze effecten het verlies van meer labiele koolstof gedeeltelijk compenseren. Mestafzetting kan bijvoorbeeld bodemorganische koolstofsekwestratie uiteindelijk verbeteren door koolstofinput van planten te bevorderen, terwijl de effecten van urine op de bodemorganische koolstofbestanden en hoe begrazing kan worden beheerd om bodemorganische koolstofverliezen door mest en urine te verminderen minder goed zijn gekend (Cai et al., 2017). Echter, dalingen van de ecosysteemstructuur geassocieerd met het verwijderen van vegetatiebedekking, bodemdestabilisatie en erosie zullen waarschijnlijk leiden tot aanzienlijke verminderingen van de totale koolstof en bodemorganische koolstof bij intense begrazing (Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2017). Verder kan de begrazingsintensiteit niet alleen de bodemorganische koolstof voorraden veranderen, maar ook de ademhalingsnelheid van de bodem (Yu et al., 2017).

Begrazing comprimeert ook de bodem, verhoogt de erosie, en verandert bodemhydrologische processen (Lunt et al., 2007). De effecten van begrazing zijn grotendeels aangedreven door het type herbivoor, de intensiteit van de begrazingsdruk, het niveau van plantproductiviteit, en de evolutionaire geschiedenis van begrazing (Eldridge et al., 2016). Begrazing van relatief onbeheerde graslanden kan een sterkere motor van bodemorganisch koolstofverlies zijn dan eerder erkend (Sanderman et al., 2017). Management bepaalt de begrazingsintensiteit en de verhouding tussen begraasde en geproduceerde biomassa. Daarnaast zorgen de toenemende aantallen vee en slecht beheer tot overbegrazing en degradatie van graslanden (Petz et al., 2014). Vanwege de veel soorten weidepraktijken en de diversiteit aan plantensoorten, bodems en klimaten, zijn de effecten van begrazing op de bodemorganische

koolstofbestanden niet consistent. In de literatuur worden daarom stijgingen, afnames en geen effecten van begrazing gerapporteerd. Aanvullende onderzoeken zijn dus nodig om de effecten van verbeterd beweidingsbeheer op bodem organische koolstofbestanden te beoordelen, en de beschikbare informatie te implementeren om het beheer van grasland te verbeteren (Van Eekeren et al., 2018).

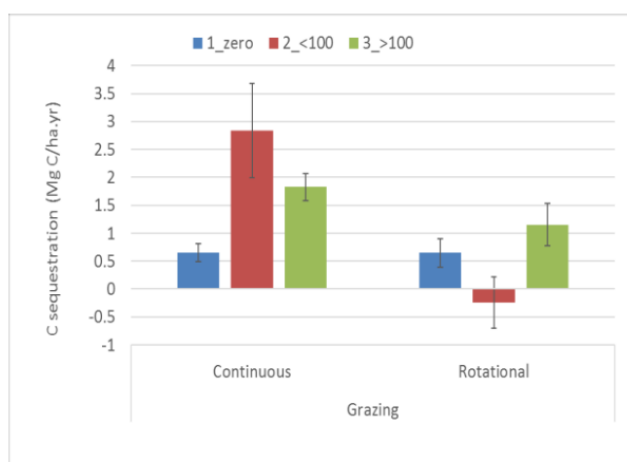
2.4.4 Beweidingsystemen (continu versus roterend) en graasdruk

Koolstofvastlegging neemt toe met de bezettingsgraad en is afhankelijk van de bemesting op de locatie en het beweidings-/veeteeltsysteem. Zowel continue als roterende beweidings- /bezettingssystemen hebben drempels waarbij C-opslag in een bepaald klimaat toeneemt en afneemt (Fig. 4).



Figuur 4: Gemiddelde koolstofsekwestratie graad bij verschillende bezettingsgraden (In: Van Eekeren et al., 2018, Klumpp et al. In voorbereiding (2018))

Voor een roterend beweidings- /bezettingssysteem worden hoge C-sekwestratie gehandhaafd bij een hogere bezettingsgraad dan bij een continue beweidings-/ bezettingssysteem. Ook hier is meer informatie over de gegevens nodig om te verduidelijken welke mechanismen binnen deze systemen werken en de relaties tussen management en C-opslag in verschillende klimaten (Abdalla et al., 2018), maar dit zou kunnen suggereren dat een roterend begrazings-/bezettingssysteem een hoge C-sekwestratie met een hogere veebezetting kan combineren. Met bemesting wordt de koolstofsekwestratie met continue beweiding dramatisch verhoogd, terwijl deze onder roterende beweiding/opslag stabiel blijft (Fig. 5).



Figuur 5: Gemiddelde koolstofsekwestratie graad in verschillende bemestingsniveaus (0, <100 kg N per ha and >300 kg N ha⁻¹) voor continue en roterende begrazing (Voor details, zie Van Eekeren et al., 2018; Klumpp et al. In voorbereiding (2018)).

- Er is volgens Van Eekeren et al. (2018) echter meer informatie over de gegevens nodig om deze verschillen te verklaren. Maar zoals het geval was voor continentale verschillen, kunnen het klimaat, het startpunt van de bodem organische stof, de bodemtextuur en het vegetatietype verschillen voor velden die worden gebruikt voor continu (vaak hooggelegen) en roterende (vaak hoogproductieve vlakke gebieden) begrazing.
- In een vergelijking van rotatie versus continue beweiding, vonden Banerjee et al. (2000) geen verschil in bodem C-gehalte tussen roterende beweiding en continue beweiding; maar dat experiment duurde relatief kort, echter wordt daar wel vermeld dat begrazen een grotere C-winst kan betekenen in vergelijking met maaien. In een regio met uitgebreide bodemdegradatie in het zuidoosten van de Verenigde Staten, evalueerden Machmuller et al. (2015) de bodem C-accumulatie gedurende 3 jaar over een 7-jarige chronosequentie van drie boerderijen omgezet in beheerintensieve beweiding. Zij zagen bij deze boerderijen een accumulatie van koolstof van $8,0 \text{ Mgha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, een verhoging van de kationuitwisseling en het waterhoudend vermogen met 95% en 34%, respectievelijk. Zij concludeerden dat binnen een decennium van beheerintensieve begrazingspraktijken de bodemkoolstofniveaus terug keerden naar die van inheemse bosbodems, en waarschijnlijk verminderde bemesting en irrigatie eisen. Opkomend landgebruik, zoals beheerintensieve begrazing, kan een zeldzame win-winstrategie zijn die winstgevende voedselproductie combineert met snelle verbetering van de bodemkwaliteit en klimaatmitigatie op korte termijn door C-accumulatie in de bodem. Wang et al. (2015) berekenden de potentiële BKG-emissie van veeopfokbedrijven van drie begrazingsstrategieën, namelijk onder licht-continue, zwaar-continue en roterend begrazen (multi-paddock systeem) met behulp van een Life cycle analyse. Uit de analyse komt naar voor dat roterend begrazen tot een toename van de graskwaliteit en verteerbaarheid leidde en potentieel de BKG-emissies reduceert met 30%. Zij concluderen dat ondanks de hogere BKG-emissies per kalf, de netto BKG-emissies potentieel negatief kunnen zijn als koolstofsekwestratie mee wordt genomen in de berekening. Netto koolstof emissies van -2002.8, -1731.6 en -89.5 $\text{kg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ na verandering van zwaar continue begrazing naar roterend begrazen, van zwaar-continue begrazing naar licht-continue begrazing en van licht-continue begrazing naar roterend begrazen in de onderzochte regio (Southern Great Plains, VS) geven aan dat verandering van begrazingsstrategie van continue naar roterende begrazing heel waarschijnlijk voor jaren tot netto koolstofopslag zal leiden. In deze studie zijn echter geen details over aantal dieren/ha en dergelijke gegeven.
- Meer dichterbij, in Wallonië, vonden Gourlez de la Motte et al. (2018) geen verschillen tussen roterend en continue begrazing op de totale netto ecosysteem uitwisseling, maar kan begrazing door vee wel de CO₂ uitwisseling dynamiek wijzigen. Zij onderzochten de impact van 2 begrazingsmethodes op de koolstofbalans van 2 aansluitende grasland percelen gedurende een compleet graasseizoen in Wallonië. In deze studie werd de impact van 2 begrazingsmethodes op de dynamiek van de CO₂ stroom en de implicaties op de koolstof balans onderzocht. Hiervoor werden 2 aansluitende percelen gemonitord tijdens een heel begrazingseizoen (van 14 april tot 17 november) in Wallonië, gebruikmakend van de eddy covariance (EC) methode om de CO₂ stromen te monitoren. Bij een gemiddelde temperatuur van 10 °C en jaarlijkse regenval van 847 mm. Het grasland bestond voornamelijk uit overblijvend raaigras (*Lolium perenne* L.) en witte klaver (*Trifolium repens* L.). De setup voor het roterend begrazen bestond uit in totaal 6 graasperiodes van gemiddeld 6 dagen met (hoge) bezettingsdensiteit van 19.3 LU ha⁻¹ met rustperiodes. In totaal werd het perceel 36 dagen begraasd aan een gemiddelde jaarlijkse bezettingsgraad van 1.9 LU ha⁻¹.
- Het vee werd tot het perceel toegelaten wanneer de grashoogte tussen de 10 en 15 cm bedroeg. De bezettingsgraad werd aangepast zodat een gelijkaardige bezettingsgraad tussen de 2 systemen werd bekomen. De bezettingsgraad en de duur van de begrazingsperiodes waren in overeenstemming met de gebruikte praktijken in de regio.
- De resultaten tonen dat alhoewel de begrazingsmethode een grote impact had op de CO₂ stroom dynamiek er geheel genomen beiden weinig verschillen toonden. De onderzoekers concludeerden hieruit dat geen significante verschillen konden gevonden worden tussen beide begrazingssystemen, ervan uitgaande dat ze dezelfde bezettingsgraad hanteren. De onderzoekers hebben echter in hun opzet van het rotatiesysteem 6 dagen in plaats van maximum 3 dagen gehanteerd. Daarnaast mogen de runderen pas op het gras als dit in een 3-blad stadium zit en raaigras is dan ongeveer 30 cm lang. In het onderzoek beschrijven Gourlez de la

Motte et al. (2018) dat het gras werd begraasd vanaf een lengte van 10 tot 15 cm lang. Mogelijk nuanceert dit de resultaten.

- Daarnaast moet bij begrazingsbeheer waar mogelijk ook worden gestreefd naar het **in stand houden** van bestaande organische C-voorraden in de bodem in blijvende graslanden en drassige gebieden door ploegen en ontwatering van deze gebieden te vermijden (Peeters & Hopkins, 2010). Necpalova et al. (2011) rapporteerden een jaarlijkse C-opslag van 5,74 ton C/ha over een periode van 9 jaar op permanent grasland (gras en witte klaverzaden) op een slecht gedraineerde gley (90%) en grijsbruine podzol (10%) grond.
- Betreffende bodemgesteldheid zagen Teague et al. (2011) een duidelijk verband tussen continue begrazing en de (verminderde) bodemgesteldheid. Resultaten van de bodem fysische parameters toonden aan dat:
 - de aggregaat stabiliteit hoger was bij intensieve roterende begrazing (Multi-paddock) dan bij zware continue begrazing, maar niet bij licht continue begrazing en de niet-begraasde percelen (Graze enclosure);
 - Het begrazingsmanagement had geen invloed op de dichtheid;
 - maar er werden grote verschillen gevonden met betrekking tot de penetratieweerstand ($p < 0.001$) met de niet-begraasde percelen die de laagste waarden hebben en de zware continue begrazing de hoogste. De mate van infiltratie was onder alle omstandigheden (inclusief de niet-begraasde percelen) gelijkaardig.
 - Bodemvochtigheid was tot 300 mm lager bij zware continue begrazing dan alle andere.
 - In de afspoelingssimulatie bij regenval scoorde lichte continue begrazing lager dan andere categorieën, terwijl het verlies van sediment veel hoger was bij zware continue begrazing (zie Tabel 2).

Tabel 2: Bodem fysische en hydrologische parameterwaarden opgemeten na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve multi-perceelbegrazing en niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011).

Parameter	Grazing management			
	Heavy continuous	Light continuous	Multi-paddock	Graze enclosure
Aggregate stability (%)	81 _b	90 _{ab}	93 _a	89 _{ab}
Bulk density (g cm^{-3})	1.06 _a	0.98 _a	0.91 _a	0.9 _a
Hydraulic conductivity ($K \times 10^{-4}$)	44 _a	53 _a	60 _a	66 _a
Ring infiltrometer (cm h^{-1})	4 _a	11 _a	7 _a	26 _a
Penetration resistance (joules)	246 _a	212 _b	174 _{bc}	160 _c
Runoff (cm h^{-1})	2.0 _a	0.3 _b	1.4 _a	1.8 _a
Sediment loss (g m^{-2})	18.0 _a	2.0 _b	4.0 _b	4.0 _b
Soil moisture (Volumetric %)	15 _b	23 _a	25 _a	24 _a

Within row means followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$).

Met betrekking tot verschillen in de bodemchemie toont tabel 3 significante effecten alleen bij bodemorganische stof (BOS), N, Mg, Ca, Na, CEC, pH en base saturatie. De BOS was significant beter doorheen het bodemprofiel (tot 300mm) bij roterend begrazen en niet-begraasde percelen dan bij licht continue begrazing. Zware continue begrazing had het laagste aandeel bodem organisch materiaal (tabel 4).

Tabel 3: Chemische bodemparameters na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve roterende begrazing en in niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011)

Parameter	Grazing management			
	Heavy continuous	Light continuous	Multi-paddock	Graze enclosure
Soil organic matter (%)	2.4 ^C	3.24 ^B	3.61 ^A	3.59 ^A
NO ₃ N (mg kg^{-1})	1.82 _b	1.47 _b	1.50 _b	3.58 _a
Nitrogen (kg ha^{-1})	6.49 _b	5.28 _b	5.41 _b	12.99 _a
Magnesium (mg kg^{-1})	157 _b	137 _b	225 _a	141 _b
Potassium (mg kg^{-1})	196 _a	190 _a	205 _a	209 _a
Manganese (mg kg^{-1})	4.7 _a	4.9 _a	5.4 _a	4.3 _a
Copper (mg kg^{-1})	0.47 _a	0.54 _a	0.56 _a	0.51 _a
Phosphorous (mg kg^{-1})	1.6 _a	1.1 _a	2.0 _a	1.6 _a
Zinc (mg kg^{-1})	0.31 _a	0.42 _a	0.43 _a	0.47 _a
Iron (mg kg^{-1})	14 _a	21 _a	18 _a	14 _a
Calcium (mg kg^{-1})	4505 _b	4395 _b	4887 _a	5257 _a
Sodium (mg kg^{-1})	35 _b	45 _b	114 _a	52 _b
pH	7.6 _b	7.7 _b	7.8 _{ab}	7.9 _a
CEC	24.6 ^B	23.7 ^B	27.4 ^A	27.9 ^A

Means differ if they have a different letter at: upper case superscript $p < 0.05$; lower case subscript $p < 0.10$.

Tabel 4: Bodem organische stof (%) na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve roterende begrazing en de niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011)

Soil depth (cm)	Grazing management			
	Heavy continuous	Light continuous	Multi-paddock	Graze enclosure
0-15	3.76 _b	5.24 _a	5.72 _a	5.62 _a
15-30	2.45 _b	3.55 _a	4.00 _a	4.01 _a
30-60	1.49 _a	2.09 _a	2.48 _a	2.63 _a
60-90	1.78 _a	1.67 _a	2.00 _a	2.34 _a
Mean	2.49 _c	3.24 _b	3.61 _a	3.59 _a

Means differ if they have a different letter ($p < 0.05$).

- Om het effect van de diverse strategieën op de duurzaamheid van graslanden (dynamiek van de vegetatie, bodemeigenschappen, productiviteit van het vee en de graas distributie) voerden di Virgilio et al. (2019) een meta-analyse van alle bestaande systemen uit waarbij werd rekening gehouden met het veetype, begrazingsniveau, grootte van de weide en neerslag. Hier werd een meta-analyse uitgevoerd op de reeds bestaande literatuur en de prestaties van de begrazingsstrategieën geëvalueerd met betrekking tot de duurzaamheidsindicatoren. In hun meta-analyse wordt rekening gehouden met graslandtype, landschapcompositie, diertype en grootte van het perceel. Ze identificeerden 14 begrazingsstrategieën, inclusief niet omheide en omheide begrazingsschema's en niet begrazen.
- De onderzoekers concluderen dat uit de meta-analyse van de diverse onderzoeken geen statistisch bewijs kan gevonden worden dat positieve effecten op duurzaamheidsindicatoren van een methode aantoon. Echter, konden ze wel enkel methodes identificeren die negatieve of neutrale effecten konden hebben. Verrassend volgens de onderzoekers is vooral de vaststelling dat compleet niet begrazen niet consistent de bodem of vegetatie lijkt te verbeteren ten opzichte van begraasde percelen, maar wel een grotere mogelijkheid heeft om de bodemeigenschappen te bewaren. Zo ook voor continue begrazing, dat wordt afgeraden als begrazingsstrategie wegens de mogelijk negatieve effecten op de bodemeigenschappen en productiviteit, werd geen negatief effect gevonden op deze indicatoren, maar mogelijk heeft het wel een negatieve impact op de vegetatie onder de sterke invloed van de bezettingsgraad (bij gemiddelde bezettingsgraad verlaagde de mogelijkheid op negatieve impact). Bij gebruik van meerdere percelen, had rotatiebegrazing minder impact op de vegetatie en productiviteit, maar had korte duurtijd begrazing mogelijk wel een negatief effect op de productiviteit.

Uit de studie wordt het volgende samengevat:

- Continue begrazing: negatief in bossen en bij sterke begrazing
- Multi-paddock: roterende begrazing heeft mogelijk minder negatieve impact op de vegetatie en bij lichte tot gematigde begrazing

Sleutel om de negatieve impact van de diverse begrazingssystemen te voorkomen zijn:

- Managementbeslissingen: graas intensiteit, vee type en tijdsduur van de toepassing (zeer belangrijk). Er is ook nood aan meer onderzoek naar flexibele en adaptieve begrazingsstrategieën
- Omgevingsfactoren: bv. neerslag

2.5 HUIDIGE (EVENWICHTS)TOESTAND VAN BODEM-C

(integraal vertaald uit het eindrapport EIP-AGRI Focus group for Carbon: Final report, 2018))

Volgens het eindrapport EIP-AGRI Focus group for Carbon (2018) is de huidige C-voorraad relevant voor het bepalen van het potentieel om extra C te sekwestreren, omdat bodem C-voorraden vrij snel kunnen toenemen na een verandering in beheersregime: de stijgingssnelheid neemt dan geleidelijk af naarmate het bodem C-gehalte een nieuw hoger evenwicht bereikt (Johnston et al., 2009). Over het algemeen geldt dat hoe slechter een bodem is (met een lage organische stof in de bodem - laag initieel evenwichtsniveau), hoe meer het kan sekwestreren voordat het verzadigingspunt wordt bereikt op een -uiteindelijk- hoger evenwichtsniveau (van bodem C-gehalte) in een bepaald beheersregime. Aangezien de bodem na verloop van tijd, misschien over 30-70 jaar, een nieuw evenwicht bereikt, neemt de netto verwijdering van CO² als gevolg van een wijziging in het beweidingsbeheer af tot nul. Gedurende deze tijd moet de voorraad worden gehandhaafd, omdat elke verandering in beheer die het verbeterde regime ondermijnt, de organische stof in de bodem weer zal doen verminderen (Smith, 2014). Met andere woorden, de introductie van een ander type beweidingsbeheer kan leiden tot een nieuwe evenwichtstoestand met verlies of winst aan organische stof (EIP-AGRI Focus group for Carbon, 2018).

Smith (2014) verduidelijkt dat het onhoudbaar is dat graslanden fungeren als een eeuwigdurende koolstofput. Koolstof hoopt zich op in graslanden als ze van suboptimaal naar optimaal beheer gaan, en kan nog vele jaren koolstof krijgen na een verandering van akkerland, of na een managementinterventie zoals ploegen en zaaien (wat een significante daling van de bodem C zou veroorzaken (Johnson et al., 2009). Bovendien, zelfs als het idee van echt 'evenwicht' nu in twijfel wordt getrokken, is het ook te zien in de gegevens van langetermijnexperimenten en -consequenties dat bodem C onder constant beheer en omgevingscondities relatief stabiele niveaus vindt. Dit betekent voor het beheer van graslanden dat het simpelweg hebben van een grasland niet resulteert in een koolstofput. Daarnaast betekent dit dat verstandig beheer van voorheen slecht beheerde graslanden de opslagcapaciteit kan vergroten (hoewel dit na verloop van tijd zal afnemen). Als laatste, omdat het voor de bodem gemakkelijker en sneller is om koolstof te verliezen dan om koolstof te winnen (Johnson et al., 2009), is de bescherming van de grote koolstofvoorraden in graslanden een belangrijk beheersdoel, in plaats van noodzakelijkerwijs te proberen de koolstofvoorraden te verhogen (EIP-AGRI Focus group for Carbon, Final report, 2018).

Voor het beleid betekent dit dat de bescherming van grote koolstofvoorraden in graslanden een beleidsprioriteit zou moeten zijn, omdat graslanden veel meer koolstof kunnen verliezen dan kan worden gewonnen. Daarnaast moet het beleid gericht zijn op goede weidepraktijken die de C-opslag bevorderen. Er kunnen met andere woorden geen CO²-credits behaald worden door simpelweg een grasland te hebben. Hoge koolstofvoorraden (totale opslag van koolstof in graslanden, voornamelijk in de bodem), staat niet gelijk aan grote koolstofputten (de netto jaarlijkse verwijdering van koolstof uit de atmosfeer). Op bestaand grasland kan bodem C alleen worden opgeslagen door verbetering van het grasland, dus als het graslandbeheer slecht is, moet het beleid ernaar streven dit te verbeteren (EIP-AGRI Focus group for Carbon, 2018). Meer over beleid en (monetaire) prikkels is te lezen in hoofdstuk 7.

3 GRASLAND EN POTENTIËLE ECOSYSTEEMDIENSTEN

3.1 INLEIDING

De mate waarin grazend vee bijdraagt aan de wereldwijde uitstoot van broeikasgassen (BKG) of aan de reductie door koolstofopslag en -behoud blijft een vraag waarover nog steeds wordt gedebatteerd (bv. Garnett et al., 2017; Koncz et al., 2017; EIP-AGRI Focus group for Carbon, Final report, 2018). Het is echter duidelijk dat begraasde graslanden een belangrijke bijdrage leveren aan de plattelandseconomieën van veel Europese landen en deel uitmaken van het cultureel erfgoed en een reeks waardevolle ecosysteemdiensten bieden zoals bijvoorbeeld voeding voor herbivoren (Isselstein & Kayser, 2014; Huyghe et al., 2014a), bestrijding van bodemerosie en het verbeteren van de bodemkwaliteit, regulering van waterregimes en ondersteuning van biodiversiteit (Gaujour et al., 2012; Isselstein & Kayser, 2014). Graslanden kunnen hier, voor alle ecosysteemdiensten, potentieel positief of negatief aan bijdragen en dit is vooral afhankelijk van de managementpraktijken, onder meer deze in verband met begrazen (bv. Stanley et al., 2018; Grison et al., 2017; Liebig et al., 2010; McSherry & Ritchie, 2013; Wang et al., 2015).

Daarom is het relevant om te overwegen hoe ze kunnen worden beheerd, zodat ze de vastlegging van koolstof in hun bodem behouden of vergroten. Mits er wordt ingezet op regeneratief beheer (Teague et al., 2016) hebben goede praktijken voor weidebeheer, afgezien van het verhogen van organisch C in de bodem (Janzen, 2010) meerdere voordelen voor de boeren, inclusief verhoogde bodemkwaliteit en verlaging van de productiekosten op langere termijn. Zo worden bodems met hoge koolstofinhoud over het algemeen gekenmerkt door een betere bodemstructuur, een groter waterhoudend vermogen en voorzien ze meer voedingsstoffen voor planten (Liebig et al., 2010; Delgado et al., 2011).

Volgens Huyghe et al. (2014b, p. 145) vervullen Europese graslanden naast het behoud en promoten van biodiversiteit ook andere waardevolle diensten aan het ecosysteem, zoals koolstofsekwestratie en bescherming van de bodem tegen erosie en daarbij vervullen permanent en extensief beheerd grasland deze diensten beter. Een compleet beeld van de multifunctionaliteit van grasland en in verschillende beheersregimes worden door Huyghe et al. (2014b) hieronder gepresenteerd in Tabel 5.

Tabel 5: De multifunctionaliteit van graslanden (van Zarzeaud et al., 2008, uit: Huyghe et al., 2014b)

Type of grass	Practices	Biodiversity	Landscape effect	Water quality	Erosion prevention	Carbon storage	Product quality
Annual fodder	1	*	*	*	*	*	*
	2	*	*	**	*/**	*	*
Temporary meadows	3	*	**	*/**	**	**	**
	4	*/**	**	***	***	**	***
Permanent meadows	3	**	***	**	**	***	**
	4	***	***	***	***	***	***
Grasslands with ecological value	5	*/***	****	***	***	****	****

1: Maize with no crop rotations; 2: maize with crop rotation; 3: intensive management; 4: reasoned fertilisation; 5: wet or dry meadows; * little impact; **** high impact.

Source: French Livestock Institute (2007).

3.2 VERBAND TUSSEN BODEMKOOLSTOF EN BODEMKWALITEIT

Organische C in bodems kan toenemen door koolstofbronnen van buiten het systeem toe te voegen, de mineralisatie van de organische stof in de bodem te vertragen en door extra fotosynthese door oppervlaktevegetatie (Powelson et al., 2011). Verbeterd graslandbeheer, inclusief het verbeterde beheer van graasdieren, kan op verschillende manieren bijdragen aan organische stofopbouw in graslanden (bv. Conant et al., 2017; Soussana & Lemaire, 2014; Griscorn et al., 2017; Liebig et al., 2010; McSherry & Ritchie, 2013; Wang et al., 2015). Begraasde weilanden kunnen meer C opslaan dan graslanden die worden gebruikt voor de productie van kuilvoer of hooi, vanwege de recyclage van organische stof en nutriënten (C en N) uit uitwerpselen en plantenresten (niet-begraasde bladeren en wortels).

Koolstof bevordert zodoende de verbetering van de bodemkwaliteit door het organische stofgehalte in de bodem te handhaven of te verbeteren en zo de fysische eigenschappen van de bodem en de vruchtbaarheid van de bodem te verbeteren (EIP-AGRI Focus group for Carbon, Final report, 2018).

3.3 BEHOUD VAN DIVERSITEIT DOOR GRASLANDEN

3.3.1 Plantendiversiteit

In Europa zijn graslanden belangrijke ecosystemen voor het behoud van de biodiversiteit met een planten- en diersoortenrijkdom die het meest bijdraagt aan de algehele diversiteit van de Europese landbouwlandschappen. In Centraal-Europa is bijvoorbeeld bijna een derde van de totale hogere plantenflora (d.w.z. ongeveer 1000 soorten) gerelateerd aan grasland, terwijl de onkruidflora in akkerland slechts ongeveer 300 soorten omvat (Ellenberg & Leuschner, 2010). Graslanden ondersteunen dus de biodiversiteit. Onderzoek toont aan dat de verhoogde plantendiversiteit het functioneren van het ecosysteem in zowel natuurlijke als ingezaaide graslanden verbetert. Hoewel de botanische rijkdom van semi-natuurlijke graslanden volgens Huyghe et al. (2014b) niet meer wordt teruggevonden in graslanden die intens zijn gebruikt (Dahms et al., 2008; Peeters, 2009).

Managementpraktijken hebben een intense invloed gehad op de soortenrijkdom van graslanden. Het intense landgebruik door hoge bezettingsgraad, de frequentie van maaien, het gebruik van bemesting (vooral stikstof) en herzaaien, leidde tot een vervanging van vele specialistische soorten tot enkele generalisten die het goed doen (Walker et al., 2005). In intens beheerde graslanden neemt de biodiversiteit in eerste instantie af door vervanging en vernieuwing van de weides door zaadmengsels. De dominante grassoorten zijn in de regio van Noordwest-Europa overwegend Engels raaigras (*Lolium perenne*), volgens Wilkins et al. (2003) neemt deze soort 80% in en is er een afname van traditioneel gebruikte soorten zoals witte klaver (*Trifolium repens*), rode klaver (*Trifolium pratense*), luzerne (*Medicago sativa*), kropaar (*Dactylis glomerata*) en andere soorten. Na het inzaaien kunnen nieuwe soorten zich spontaan vestigen zoals ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*) en andere soorten, maar dit wordt belemmerd door intens beheer. En met name het snelgroeiend Engels raaigras haalt voordelen uit de hoge beschikbaarheid van nutriënten en frequente snoei. Daarnaast wordt de kiem en groei van zaden belemmerd door de bemesting die de toplaag bedekt (Plantureux et al., 2005). Studies tonen aan dat de plantenrijkdom vermindert met toenemende bemesting met stikstof, met zelfs bijvoorbeeld een eliminatie van de helft van de plantensoorten bij een bemestingsgraad tussen de 20 en 50 N/ha/jaar (Plantureux et al., 2005; Zechmeister et al., 2003).

3.3.2 Graslandfauna

Sommige vogelsoorten zijn afhankelijk van een graslandhabitat en gemengde landschappen (akkers en grasland) om te overleven (Sanderson et al., 2009, Whittinham & Devereux, 2008). Andere vogels hebben de voorkeur voor een bepaalde habitat zoals bijvoorbeeld open landschap of landschap met boomrijk grensgebied om te foerageren of als bescherming tegen predatoren (Huyghe et al., 2014b).

Onderzoek toont aan dat er een sterke link is tussen intensieve landbouwpraktijken en de afname van vogels in landbouwgebied. De productie van dichte vegetatie door bemesting dat in de lente kan gemaaid worden dragen bij tot die afname. Echter werd bijvoorbeeld in Zweden vastgesteld dat het stoppen met beheren van het landschap eveneens leidde tot een afname (Pärt & Södernström, 1999). Met betrekking tot verandering in beweidingspraktijken zoals roterend begrazen zagen Smith et al. (2018) geen significante effecten op het overleven van de waaierhoen, maar werd wel een trend bemerkt naar grotere overlevingsgraad over de periode van 6 jaar van het onderzoek. Er was geen bewijs dat een langere rustperiode van meer dan of gelijk aan 12 maanden de dagelijkse overlevingscijfers deed toenemen. Daarnaast had roterend begrazen en rust verwaarloosbare effecten op de hoogte en bedekking van de vegetatie in vergelijking met andere begrazingssystemen in de regio. De onderzoekers concludeerden dat het maximaliseren van dekking mogelijk te sterk wordt benadrukt in managementrichtlijnen voor grasland, maar dat dit eerder wijst op het focussen op een variatie van lokaal geschikte begrazingsstrategieën die adequate habitatkwaliteit kunnen bieden aan nestende vogels. Dit wordt bevestigd door Perlut & Strong (2011) in onderzoek naar de effecten

van twee roterend begrazingssystemen op het reproductief succes en overleving van graslandzangvogels. Het eerste systeem was 7,8 ha verdeeld in 4 paddocks van vergelijkbare grootte, gescheiden door standaard metaal hekwerk of elektrische afrastering. Het vee werd van paddock verplaatst om de 7-10 dagen wanneer de vegetatie was begraasd tot 10-15 cm. Daarom rustten individuele paddocks gedurende 21-30 dagen tussen begrazingsgebeurtenissen. In sommige jaren werden de paddocks gemaaid, maar het gras niet geoogst. Het tweede systeem was 10,8 ha verdeeld in 9 paddocks van vergelijkbare grootte, gescheiden door een enkele draad elektrische omheining. Het vee werd uit de paddock gehaald na ongeveer elke 5-10 dagen wanneer de vegetatie werd begraasd tot 5-13 cm. Hierdoor rustten de individuele paddocks 40-80 dagen tussen de weidegang. De bezettingsgraad was in beide situaties 2,5–3,75 koe/ha. Begrazing begon meestal midden mei en duurde tot eind september op beide locaties. Uit het onderzoek bleek dat respectievelijk rotatielengte en paddockgrootte belangrijke factoren waren wanneer een nest mislukt als gevolg van begrazing (bv. vertrapping), zodat de vogels de tijd en ruimte krijgen om te hernesten.

Bovenstaande toont aan dat in beheerde graslanden, begrazing zowel graslandvogels positief als negatief of niet kan beïnvloeden. Vegetatiestructuur en in geval van roterend begrazen, de lengte van de rustperiode tussen begrazing en paddockgrootte kunnen het broedsucces van vogels beïnvloeden (Perlut & Strong, 2011). Roterend begrazen kan een positief effect hebben op de overlevingsratio van bepaalde vogels maar moet zijn gericht op een variatie van lokaal geschikte beweidingsstrategieën om het nestsucces en/of de overlevingsgraad van een bepaalde vogelsoort te maximaliseren.

Daarnaast zijn er ook ongewervelden die beïnvloed worden door landgebruik (Pöyry et al., 2005), de bemestings- en maaifrequentie en beweidingsintensiteit (Börschig et al., 2013). Het voorkomen van insecten wordt ook vaak gelinkt aan kruidachtige vegetatie (Huyghe et al., 2014b). Vlinders zijn gevoelig voor habitatbeheer en -kwaliteit, evenals voor landschapspatroon en zijn gdaarom een goede indicator om het effect van ecologische maatregelen op de biodiversiteit te evalueren (Pollard, 1991). Börschig et al. (2013) observeerden bij onderzoek naar vlindergemeenschappen in Duitsland een homogenisering van de vlindergemeenschappen met veranderingen van specialistische naar algemene kenmerken met toenemende intensiteit (hoge maa- en graasfrequentie) van landgebruik. Intensivering van landgebruik leidt tot soortenverlies en verschuivingen in de samenstelling van vlindergemeenschappen en dit kan volgens de onderzoekers ernstige gevolgen hebben voor het functioneren van ecosystemen en diensten.

Onderzoek toont ook aan dat weilanden in extensief beheer niet per se een grotere soortenrijkdom bevatten, maar meer specialistische soorten (Aviron et al., 2007). Ravetto et al. (2017) stelden echter vast dat aanpassingen in het begrazingsbeheer een belangrijk instrument kan zijn om de biodiversiteit van insecten te behouden. Deze studie (FR) vergeleek gedurende 3 jaren continue begrazing (CG) met een systeem van roterende beweiding, waarbij een subperceel tijdens de hoofdbloeiperiode twee maanden werd uitgesloten van begrazing. De effecten op insectenverzamelingen en de economische duurzaamheid van het grazen van twee verschillende soorten (runderen en schapen) binnen beide systemen werden ook geëvalueerd. Het doel was om de effecten op de verzamelingen van vlinders, hommels en loopkevers te beoordelen, samen met de impact op de grasmassa en de prestaties van dieren. De roterende beweiding verbeterde zowel de abundantie als de soortenrijkdom van bloembezoekende insectenverzamelingen en er werd waargenomen dat rundvee betere resultaten opleverde dan grazende schapen. Het onderzoek wees ook uit dat de meeste bloembezoekende soorten (inclusief bijna alle bedreigde en lokaal zeldzame soorten) werden bevoordeeld door roterende beweiding, voornamelijk vanwege het hoge percentage bloembedekking en de heterogeniteit van de graszoden. Het begrazingssysteem en de soorten grazers hadden echter geen invloed op de soortenrijkdom of abundantie van loopkevers. Bovendien waren de grasmassa en de dierprestaties (levend gewicht en lichaamsconditiescore) gedurende het hele weideseizoen vergelijkbaar tussen continue en roterende beweiding. Roterende begrazing zou een nuttig beheersysteem kunnen zijn om graslandbloembezoekende insectenverzamelingen te verbeteren en tegelijkertijd te voldoen aan de productiedoelstellingen van landbouwbedrijven, vooral in beschermde omgevingen waar insectenbehoud een belangrijk doel is.

Daarnaast zijn er ook de kleine zoogdieren die een belangrijke schakel in de voedselketen vormen omdat veel roofdiersoorten (vogels en zoogdieren) zich ermee voeden. Er zijn aanwijzingen dat de intensivering van de landbouw in West-Europa in de afgelopen decennia heeft geleid tot een afname van de woelmuispopulaties en hun predatoren (Kostrzewa & Kostrzewa, 1993; Butet & Leroux, 2001; Reichholf, 2004). Door te maaien en te oogsten worden bijvoorbeeld schuilplaatsen en voedsel verwijderd (Tew & MacDonald, 1993), en wordt door grondbewerking holen

vernietigd (Aschwanden et al., 2007). Aschwanden et al. (2007) hebben de diversiteit en dichtheid van kleine zoogdieren geschat op twee typen conventionele landbouwgronden (kunstgrasland en herfstgezaaide tarwe) en drie typen ecologische compensatiegebieden (wilde bloemenstroken, kruidachtige stroken en weiden met een lage intensiteit). De gewone woelmuis *Microtus arvalis* was de meest voorkomende en overheersende soort in alle habitattypen, behalve in kruidachtige stroken, die de grootste diversiteit herbergde met zes gevangen soorten. Op ingezaaid grasland en weiden met een lage intensiteit namen de dichtheden van kleine zoogdieren (voornamelijk de veldmuis) slechts marginaal toe, terwijl de weiden met een lage intensiteit iets hogere dichtheden ondersteunden. Dus habitats die niet elk jaar werden gemaaid, ondersteunden de hoogste dichtheden van kleine zoogdieren. Ze hebben waarschijnlijk ook positieve effecten op populaties van veel roofdiersoorten die afhankelijk zijn van kleine zoogdieren, vooral als er een mozaïek met gemaaide oppervlakken ontstaat.

3.3.3 Bodemecosysteem – bodemleven

Graslanden ondersteunen in het algemeen een rijk bodemleven door de toevoer van substantiële hoeveelheden organisch materiaal (Huyghe et al., 2014b). Vee verbetert ook de beschikbaarheid van mineralen door de microbiële nutriëntenverrijking in de bodem te verbeteren en rhizosferische processen die uiteindelijk een positieve feedback geven op de plantenvoeding en fotosynthese (Hamilton & Frank, 2001). In graslanden vervullen bodembiota een belangrijke dienst aan het ecosysteem door bv. toevoer van nutriënten en waterregulatie (Huyghe et al., 2014b; Van Eekeren, 2010). Landbouwmanagement en in het bijzonder bodemverstoring en chemische bemesting hebben een grote invloed op het bodemvoedselweb (Forge et al., 2005). Plassart et al. (2008) zagen dat de populatie en genetische diversiteit van bodemschimmels toeneemt met de leeftijd van het weiland. In vergelijking met akkerland was de microbiële massa in permanent grasland 50% hoger (Van Eekeren, 2010).

Plantureux et al (2005) zagen ook dat intensifiëring van het beheer van graslanden niet tot een lagere densiteit in bodemfauna leidde, maar wel tot een afname van diversiteit. Ook kunnen door hoge beschikbaarheid van nutriënten bacteriepopulaties beter **gaan floreren, vaak ten koste van mycorrhizale fungi die belangrijk zijn bij het sekwestreren van bodem-C** (Denef et al., 2009; Bradley et al., 2006; Plantureux et al., 2005; uit Huyghe et al., 2014b). In verband met dat laatste sluiten de resultaten van Teague et al. (2011) aan. Als gekeken wordt naar verschillende beheersstrategieën zagen Teague et al. (2011) met betrekking tot het bodemleven (bodem microbiële biomassa en de wortelkolonisatie van mycorrhiza schimmels) (Tabel 6) weinig verband tussen de verschillende beheerspraktijken (roterend begrazen, zware continue begrazing, lichte continue begrazing en niet begrazen). Resultaten toonden aan dat met betrekking tot de microbiële gemeenschappen het roterend begrazen (MP= multi paddock) versus zware continue begrazing vergelijkbaar was (globale $R = 0,15$; $p = 0,267$), evenals die van roterend begrazen versus lichte continue begrazing (globale $R = 0,03$; $p = 0,416$), terwijl die van zware continue begrazing versus lichte continue begrazing verschillend waren (globaal $R = 0,75$; $p = 0,037$). De onderzoekers zagen globaal geen grote verschillen in de totale en actieve bacteriële biomassa en in de actieve schimmelbiomassa, **maar de verhouding van totale schimmels tot totale bacteriën was hoger bij roterende begrazing**. De nematode en protozoa biomassa verschilden niet tussen de beheerscategorieën (Teague et al., 2011).

Tabel nr 6: bodem microbiële biomassa en wortelkolonisatie van mycorrhiza schimmels na zwaar continue begrazing, licht continue begrazing, roterend begrazen en niet begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas.

Parameter	Grazing management			
	Heavy continuous	Light continuous	Multi-paddock	Graze enclosure
Total bacteria (g m^{-2})	82 _a	74 _a	78 _a	98 _a
Active bacteria (g m^{-2}) ^a	5 _a	7 _a	5 _a	4 _a
Total fungi (g m^{-2})	97 _b	98 _b	174 _a	105 _{ab}
Active fungi (g m^{-2})	1.1 _a	0.8 _a	1.0 _a	0.7 _a
Endo-mycorrhizal fungi (Infection %)	4 _b	3 _b	6 _{ab}	12 _a
Ratio of total fungi to total bacteria	1.2 _b	1.1 _b	3.1 _a	0.7 _b
Nematodes (g m^{-2})	0.25 _b	0.40 _a	0.25 _a	0.27 _a
Protozoa (g m^{-2})	0.8 _a	0.9 _a	0.5 _a	0.5 _a

Within row means followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$).

^a To 60 mm depth

3.3.4 Adaptatie aan klimaatverandering

Veranderingen in biogeochemische cycli (voornamelijk C en N) en watercycli zullen naar verwachting grote gevolgen hebben voor de productiviteit van dieren en de N en C-emissies van op grasland gebaseerde systemen (d.w.z. CO₂, CH₄ en N₂O) (Del Prado et al., 2014). De grootste impact door de klimaatverandering op begrazingsgebaseerde systemen in Europa zullen komen van veranderingen in de kwaliteit van de weide en voederkwaliteit en als gevolg daarvan de duurtijd van het groeiseizoen en de voedervoorraad beïnvloeden (Del Prado et al., 2014; Mosquera-Losada & González-Rodríguez, 1998). Del Prado et al. (2014) **benadrukken daarom de noodzaak voor flexibele begrazingssystemen, met een variabele bezettingsgraad.**

In vochtige gematigde regio's waar meer intense regenval en langere droge periodes worden verwacht (Van der Aa et al., 2015), kan dit leiden tot een hoger risico op bodemerosie en afwatering van nutriënten. De veranderingen in de neerslagperiodes kunnen ook leiden tot een hogere afhankelijkheid van bodemwatervoorraden en het seizoen om de grasgroei te kunnen ondersteunen (Betts et al., 2007). Het gevaar voor een lagere voederproductie in de zomer door ernstige droogteperiodes kan mogelijk ook aanleiding geven tot het zoeken naar nieuwe opportuniteiten zoals voederproductie in andere seizoenen door de warmere temperaturen. Zo kan de groei in de lente, als voldoende water beschikbaar is, voordeel hebben van de milde temperaturen. Door de beweidingperiode te verlengen kan een veehouder meer autonomie en veiligheid bekomen en beter gewapend te zijn tegen gevaarlijke klimatologische periodes. Graux et al. (2013) stelden dit voor, en daarnaast zeggen ze ook deze dat de voervoorraad die normaal gezien wordt bewaard als wintervoer ook deels kan herbestemd worden en dienen voor voer in de zomer of tijdens periodes met het risico op een deficit.

De teelt van eenjarige gewassen van vlinderbloemigen (Bryan et al., 2011) kan een adaptatiestrategie zijn. Sommige gewassen die momenteel vooral in Zuid-Europa groeien, zullen meer naar het noorden geschikt worden. Daarnaast kan landbouwareaal worden omgezet naar grasland om de N₂O-emissies te verminderen (Eagle et al., 2012) en kan het ook bijdragen aan het vastleggen van bodem C, vooral in de eerste jaren na de omschakeling. Vlinderbloemigen zijn goed aangepast aan toekomstige omstandigheden van klimaatverandering (Kreyling et al., 2012) gezien het feit dat hun optimale temperatuur hoger is dan andere soorten en dat ze ook positiever reageren op verhoogde CO₂-concentraties (Soussana & Lüscher, 2007). In een situatie met een groter aandeel van gemengde vlinderbloemigen/grasweiden, hebben deze systemen niet alleen klimaatadaptieve voordelen ten opzichte van conventionele weiden, maar hebben deze systemen ook een lagere behoefte aan stikstofbemesting door het gebruik van biologische N-fixatie van rhizobium-knobbeltjes op de wortels van peulvruchten, wat zou leiden tot energiebesparing en vermindering van de uitstoot van broeikasgassen door zowel de productie als het gebruik van kunstmest (Del Prado et al., 2011; Zhang et al., 2013).

Bodembeheer, plantenbiodiversiteit en nieuwe plantenrassen kunnen maatregelen zijn om de veerkracht van het systeem tegen omgevingsstress te verbeteren. Managementpraktijken die het vermogen van bodems om bodemvocht vast te houden te vergroten, erosie beter te weerstaan en inzetten op biodiversiteit zullen graslandssystemen meer in staat stellen om meer bodem C vast te leggen en ook beter bestand te zijn tegen extreme gebeurtenissen zoals droogte en/of overstromingen (Rosenzweig & Tubiello, 2007). De maatregelen voor het behoud van bodemvocht kunnen ook veranderingen in grondbewerkingspraktijken omvatten. Verminderde grondbewerking vergroot bijvoorbeeld de weerbaarheid tegen klimaatverandering door een verbeterde bodemvruchtbaarheid en een groter vermogen om water vast te houden in de bodem (Olesen et al., 2011). Daarnaast toont onderzoek aan dat verminderde bodembewerking, bv. bij het herzaaien, ook C-sekwestratie en de houdbaarheid van de weides promoot en is in het in het bijzonder meer effectief in condities met een waterdeficit (Alvaro -Fuentes *et al.*, 2011). Daarbovenop wordt hiermee ook significant op CO₂-emissies bespaard die geproduceerd worden door de machines.

De impact op de N₂O-emissies onder verschillende omstandigheden is echter onduidelijk (Estavillo et al., 2002; Pinto et al., 2004). De uitstoot van N₂O lijkt sterk beïnvloed te worden door het bodemwatergehalte direct na de stikstofbemesting (Del Prado et al., 2006). Gezien dit dominante effect van een bepaald bodemvochtgehalte dat samenvalt met grondbewerking en bemesting, is het zaak de beste timing te vinden voor de vernieuwing van grasland. Velthof et al. (2010), bijvoorbeeld, suggereren, daarbij de Nederlandse klimatologische seizoensomstandigheden in acht nemend, dat de weidevernieuwing in de lente zou moeten plaatsvinden in plaats van in de herfst, omdat de Nederlandse herfst, vergeleken met de lente, over het algemeen natter is en de N-opname door het opnieuw

ingezaaide gras lager is. Het effect van verminderde grondbewerking is ook waargenomen door het verlengen van de perioden waartussen een weiland wordt vernieuwd (Vellinga et al., 2004).

Daarnaast wordt verwacht dat de soortensamenstelling van het weiland zal veranderen, omdat opwarming bijvoorbeeld de voorkeur geeft aan C4-soorten boven C3-soorten (Howden et al., 2008). Het bevorderen van de biodiversiteit zou ook een effect kunnen hebben op het mitigatiepotentieel van weiden en in sommige gevallen van pensmethaan. Aangezien N een van de belangrijkste elementen blijft die de diversiteit van planten bepaalt, zou de toepassing van minder kunstmest een vereiste moeten zijn om de diversiteit in verschillende bloemsoorten in graslanden te vergroten (Mountford et al., 1993). Deze verminderde input van kunstmest zou noodzakelijkerwijs gepaard gaan met een lagere uitstoot van N₂O per ha en mogelijk een grotere hoeveelheid C die zich in de bodem ophoopt.

Er zijn al nieuwe grasrassen getest om de efficiëntie van het watergebruik te verbeteren. McLeod et al. (2013) testten in het VK een nieuwe gras-Festulolium-hybride die in staat is om de afvoer met 40-50% te verminderen in vergelijking met een toonaangevende, nationaal aanbevolen *L. perenne*-cultivar en *F. pratensis* in het VK gedurende een veldexperiment van twee jaar. De snelle groei en wortelomzetting van de hybriden resulteerde in een grotere opslagcapaciteit van het bodemwater in de percelen met een lagere neerslagafvoer. Dit kan op zijn beurt significante effecten hebben op N₂O-emissies en bodem C-opslag.

Agroforestry-systemen zijn een goed onderbouwd voorbeeld van synergie op het gebied van mitigatie en adaptatie aangezien aangeplante bomen en graslandbodems C vastleggen en boom- en graslandproducten levensonderhoud bieden aan gemeenschappen, vooral tijdens droogtejaren (Verchot et al., 2007). Agroforestry in het algemeen en silvopastorale systemen in het bijzonder leiden tot een grotere veerkracht tegen klimaatverandering dankzij verbeterde bodemgesteldheid en beheer efficiëntie in watergebruik (Kumar et al., 2011). De eigenschappen ervan kunnen de verdamping verminderen en zo de houdbaarheid van het bodemwater verbeteren (Tackas & Frank, 2009). Deze praktijken hebben ook een groot potentieel om de uitstoot van broeikasgassen te compenseren door de opslag van C in bodem- en boombiomassa en het vermijden van het vrijkomen van NO₃-uitspoeling (indirecte N₂O-emissies) (Rigueiro et al., 2009). Bovendien verbeteren deze systemen ook de N-gebruiksefficiëntie van het systeem en bieden ze een grote veerkracht tegen stress door klimaatverandering door de temperatuurdaling van het systeem (Rigueiro et al., 2009). Het kan ook helpen de erosie van aangrenzende velden die intensiever worden behandeld te verminderen (Verge et al., 2007) en doet de biodiversiteit toenemen (Peeters & Wezel, 2017).

4 ROTEREND BEGRAZEN

4.1 INLEIDING

Om de begrazing voor koolstof-opslag te optimaliseren, zijn richtlijnen vereist. Momenteel bestaan er in Europa verschillende richtlijnen voor begrazing, van eenvoudig tot complex, en deze zijn in sommige regio's en begrazingssystemen beter ontwikkeld dan in andere (Hennessy et al., 2018). De richtlijnen richten zich op belangrijke kwesties en principes zoals begrazingsinfrastructuur, productie, hergroei-intervallen, beheer tijdens het niet-beweidingseizoen, bezettingsgraad, persistentie van graszoden en meetinstrumenten van reeds afgeronde projecten. In de huidige begrazingsrichtlijnen wordt nauwelijks rekening gehouden met de effecten van managementbeslissingen op de bodem C-bestanden. Het gebruik van goed weidebeheer door het gebruik van geschikte richtlijnen kan de productie optimaliseren, evenals ecosysteemdiensten, waaronder C-opslag, van weiden.

In dit hoofdstuk worden op basis van een mini-paper van Grazing for Carbon – *Guidelines* (richtlijnen) van Hennessy et al. (2018) kwesties uiteengezet met betrekking tot begraasbeheer-richtlijnen die momenteel in heel Europa bestaan, het zal problemen rond begrazingsbeheer identificeren om de productie en bodem C te optimaliseren; en het biedt mogelijke oplossingen voor problemen. Het bevat suggesties voor verdere ontwikkeling en onderzoek, evenals strategieën en stappen om de implementatie van de richtlijnen voor begrazing van koolstof te verbeteren.

4.2 BEWEIDINGSSYSTEMEN: WHAT'S IN THE NAME?

Er bestaan in Europa veel verschillende beweidingssystemen, variërend van continue begrazing tot roterende beweidingssystemen, die variëren van eenvoudig tot complex (di Virgilio et al., 2019). In het simpele continue begrazingssysteem begraast het vee ononderbroken hetzelfde weideperceel gedurende het gehele graasseizoen (Crosson et al., 2011; de Vries et al., 2015) eventueel met variabele bezettingsgraad (Gourlez de la Motte et al., 2018). Het bevordert de opname van de groeiende biomassa, die dus laagstaand blijft gedurende het hele graasseizoen. Bij goed management blijft de grashoogte relatief stabiel, door de aanpassing van de bezettingsgraad aan de beschikbare biomassa. Een ander voordeel is dat het niet arbeidsintensief is en een goed toe te passen systeem in een vochtig klimaat, waar de groei van het gras stabiel is (Gourlez de la Motte et al., 2018). Deze aanpak kan echter ook een negatieve impact hebben op de plantenhergroei en regeneratie (Franzluebbbers et al., 2012), als ook op de plantengemeenschappen en heeft volgens sommige bronnen een lage productiviteit (Oates et al., 2011; Franzluebbbers et al., 2012).

De principes van roterend begrazen werden geconceptualiseerd door Voisin (1959, uit Stanley et al., 2018) en impliceert een adaptieve strategie bestaande uit een korte begrazingsperiode van een perceel met een relatief hoge bezettingsdichtheid en dan een rustperiode, dat tot doel heeft de plantregeneratie te maximaliseren, het promoten van optimale plantengemeenschappen en de bodem te beschermen voor erosie (Conant et al., 2003; Teague & Barnes, 2017; Roche et al., 2017). Bijkomend doel is het voedergebruik en dierproductie te verhogen (Roche et al., 2017) en met de toename van koolstofsekwestratie of behoud van de bodemkoolstofvoorraden (Hennessy et al., 2018) draagt het bij tot een vermindering van de totale BKG-productie door de sector (Teague et al., 2016). Rotatiebegrazing is echter arbeidsintensiever dan continue begrazing en behoeft een goede draagkracht van de bodem en bv. ook meer (drink)infrastructuur op de diverse percelen (Gourlez de la Motte et al., 2018). De toegepaste technieken in roterend begrazen variëren ook sterk, van licht tot intensief gemanaged roterend begrazen (Stanley et al., 2018) en bovendien kunnen beweidingssystemen variëren afhankelijk van de grondsoorten en klimatologische omstandigheden (Franzluebbbers et al., 2012).

Begrazingsmethodes in omheinde percelen zijn zeer divers en in sommige gevallen heerst er controversie over de terminologie (di Virgilio et al., 2019). di Virgilio et al. (2019) bundelde in hun meta-analyse alle ontwikkelde begrazingssystemen met omheinde percelen (Fig. 6) en groepeeren ze in eerste instantie volgens het aantal weides dat wordt gebruikt, met name een of meerdere percelen. Als gekozen is voor het systeem met 1 perceel, dan zijn drie begrazingstrategieën met betrekking tot de duurtijd van begrazing mogelijk, met name:

- Complete destocking (CD): het vee wordt uitgesloten van het perceel voor meerdere jaren (terugkeer naar “natuurlijke staat”)
- Seizoensbegrazing (SG): het vee mag het perceel continu begrazen gedurende een bepaald seizoen (In België en Nederland kan dit gezien worden als “continue begrazing”)
- Continue begrazing (CG): het vee begraast het perceel continu het hele jaar door

Bij keuze voor een systeem met meerdere percelen worden de strategieën aan de hand van het gebruik van een of meerdere kuddes verder onderverdeeld. Het gebruik van meerdere percelen/meerdere kuddes wordt het Merrill systeem genoemd (3 kuddes – 4 percelen). Bij keuze van 1 kudde op meerdere percelen is de duurtijd van de begrazingsperiode de variabele die de begrazingssystemen verder onderverdeeld volgens een korte of lange begrazingsperiode.

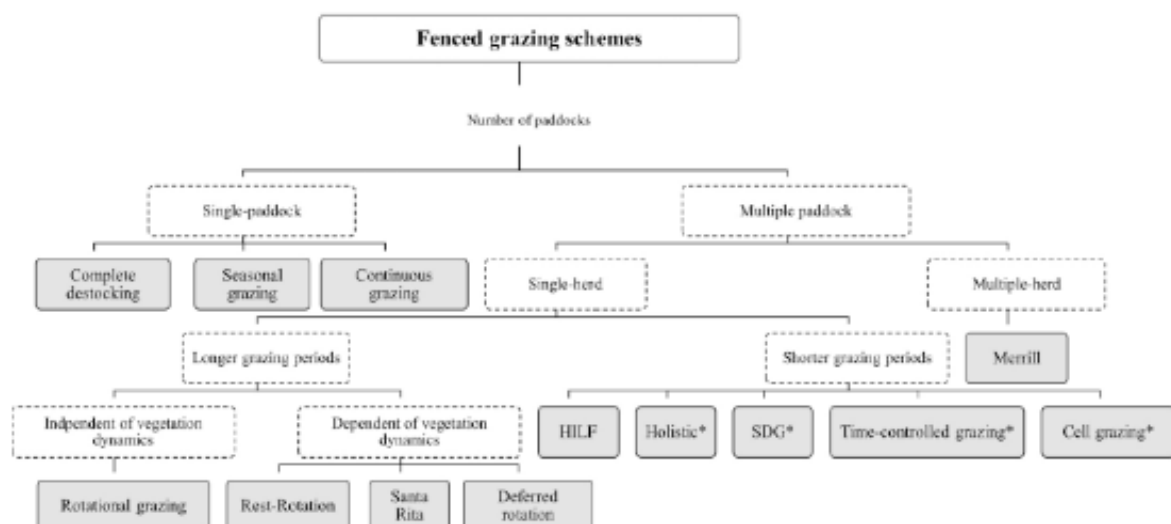
Onder de korte begrazingsperiode (van 2 tot ongeveer 10 dagen) zijn de volgende systemen bekend:

- HILF: high intensity – low frequency
- Holistic: holistic grazing *
- Korte duurtijd begrazing (short duration grazing – SDG) *
- Time-controlled grazing (TCG) *
- Cell: cell begrazing *

Volgens di Virgilio et al. (2019) bestaat er controverse over naamgeving in literatuur en worden de *systemen soms ondergebracht onder Savory methode (Savory, 1998), maar soms ook als apart begrazingsstelsel aangeduid.

De systemen met een langere begrazingsperiode (enkele weken tot maanden) worden door di Virgilio et al. (2019) verder ingedeeld naargelang rekening wordt gehouden met de vegetatiedynamiek. Roterend begrazen (RT) is het systeem dat geen rekening houdt met de vegetatiedynamiek. Als de (langere) begrazingsperiode wordt afgestemd op bepaalde fenotypische kenmerken van de vegetatie, dan zijn volgende systemen bekend:

- Rest-rotation: (RR)
- Santa Rita (SR)
- Deferred rotation (DR)



Figuur 6: Schematisatie van hoe de diverse begrazingssystemen met omheinde percelen (grijze kaders) zouden kunnen worden gegroepeerd volgens de diverse variabelen: het aantal percelen en kuddes, de duurtijd van de begrazingsperiode en de eventuele afstemming van de begrazing op de vegetatiedynamiek (di Virgilio et al., 2019)

4.3 HET BELANG VAN ADAPTIEF MANAGEMENT

Sinds het onderzoek en toepassing naar (roterende) begrazing met omheinde percelen in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw aanvang nam (Roche et al., 2017; Franzluebbers et al., 2012) zijn een myriade van begrazingssystemen ontwikkeld (di Virgilio et al., 2019). In de daaropvolgende decennia werd dan ook excessief onderzoek verricht naar de diverse factoren van invloed op gras- en dierproductie en werden diverse begrazingsstrategieën ontwikkeld en/of verder verfijnd om de productie per gebied te maximaliseren (Roche et al., 2017; di Virgilio et al., 2019). Het is pas recent dat ook het effect van begrazingsstrategieën met betrekking tot de langetermijndoelstellingen ofwel de socio-ecologische duurzaamheid van graslanden worden geëvalueerd (di Virgilio et al., 2019).

Volgens Roche et al. (2017) heeft het onderzoek naar deze technieken de voorbije 100 jaar geleid tot het definiëren van enkele sleutelprincipes die bijdragen tot het economisch en biologisch succes van deze begrazingssystemen en was daaropvolgend onderzoek gefocust op de verfijning ervan, zodat we nu beschikken over systematische kennis over de diverse aspecten en we tot praktische richtlijnen zijn gekomen om strategisch begrazen succesvol toe te passen.

Uit de resultaten van eerste experimenten met roterend begrazen versus continue begrazing op productieparameters werd geconcludeerd dat managementbeslissingen zoals bv. de bezettingsgraad, lengte van begrazing en timing, een grote rol spelen in het succes van roterend begrazen.

Teague et al. (2011) zeggen dat begrazingsmanagement bestaat uit variabelen (de begrazingsscenario's en bezettingsdichtheid) die moeten toegepast worden in een aanpassingsgericht beheer/adaptief beheer om tegemoet te komen aan de diverse managementdoelen in constant veranderlijke omstandigheden. Het beheer van graslanden moet dan ook volgens Westoby et al. (1989; in Steffens et al., 2013a) eerder gezien worden als *“een voortdurend spel dat tot doel heeft/gericht is op het zoveel mogelijk benutten van kansen en vermijden van gevaren.”* De nadruk hierbij ligt op timing en flexibiliteit eerder dan op het opstellen van vaste richtlijnen of beleid.

Dat neemt volgens Steffens et al. (2013a) echter niet weg dat er de voorbije jaren niet veel gedaan is om de specifieke componenten van deze aanpak te identificeren en nog niet duidelijk is hoe de beheerbeslissingen moeten worden geëvalueerd, opgevolgd en worden aangepast om het beweidingsbeheer te veranderen in de gewenste richting.

Nog volgens Steffens et al. (2013a) is het daarom essentieel om te plannen, om een idee te hebben van wat kan worden verwacht, maar zal het plan voortdurend moeten worden bijgestuurd als zich onverwachte condities voordoen. Om dezelfde redenen hebben de benamingen van de diverse begrazingsmethodes weinig tot geen waarde: **het optimale graslandbeheer zal gebaseerd zijn op contextspecifiek management van de beheerder, gebaseerd op zijn specifieke (vegetatiebeheer) doelen, kansen, beperkingen en mogelijkheden en voortdurend moet aangepast worden aan de klimatologische en economische condities (Laca, 2009). Launchbaugh & Walker (2006) conceptualiseerden deze aanpak als “Targeted grazing” ofwel gericht grazen de toepassing van een bepaald type grazer in een bepaald seizoen, voor een bepaalde tijd en intensiteit om een specifieke vegetatie-beheerdoelen te bereiken.** Zonder deze doelen kan geen vooruitgang worden gemeten, of kansen worden geïdentificeerd of gevaren worden vermeden. Daarom zijn doelgerichte strategieën met kennis van ecosysteemprocessen en de inter- en intra-jaarlijkse variatie essentieel. Vanuit dit oogpunt wordt adaptief begrazen dan gedefinieerd als **doelgericht grazen op bedrijfsniveau.**

Belangrijk is ook te begrijpen dat adaptief management is essentieel uitsluit dat elk deel van het bedrijf elk jaar zal kunnen gemanaged worden om tot maximaal voordeel te komen. De dieren moeten ergens geplaatst worden, dus de vegetatie zal altijd ergens worden aangetast. De sleutel volgens Steffens et al. (2013a) ligt in het identificeren van deze gebieden en te voorkomen dat niet elk jaar datzelfde gebied wordt aangetast.

Het belang van adaptief beheer van de graslanden wordt onderstreept in het onderzoek van Sabatier et al. (2015) die twee types van beheerstrategieën onderzochten die een veehouder kan volgen in respons op de inherente variabiliteit en dus onvoorspelbaarheid van voedermiddelen in graslandecosystemen/beheer als gevolg van het klimaat (Lyon et al., 2011; Westoby et al. 1989). Hij kan kiezen om te vertrouwen op de weerstand van het ecosysteem (passieve robuustheid) (Ten Napel et al., 2011) ofwel het vermogen van het systeem om levensvatbaar te blijven in een veel omgevingscondities of hij kan werken met de flexibiliteit van het ecosysteem (actieve robuustheid) (Ten Napel et al., 2011) - of met andere woorden het vermogen van het systeem om levensvatbaar te blijven voor een breed scala aan

omgevingsomstandigheden of werken met ecosysteemflexibiliteit door zijn beheerstrategie(ën) op te volgen (door observatie) en aan te passen in reactie op verstoringen. Met de eerste bepaalt de veehouder a priori de begrazingssequentie en past hij die niet in de loop van de tijd aan, terwijl bij flexibel of adaptief management de begrazing worden aangepast in antwoord op de waargenomen omgevingscondities.

In de studie van Sabatier et al. (2015) werd een model ontwikkeld om de weerstand en flexibiliteit van een reeks begrazingssequenties te kwantificeren. Uit hun resultaten bleek dat de flexibiliteitsstrategie leidde tot hogere productieniveaus dan de resistentiestrategie met als beperking de minimumdrempel voor productie en geen overbegrazing. Uit de resultaten bleek dat de productie groter was in de flexibele strategie in zowel continue als roterende begrazing. Productie in de niet-adaptieve strategie varieerde van 150 tot 550 LU dagen ha⁻¹ jaar⁻¹, en productie in een flexibele strategie varieerde van 200 tot 650 LU dagen ha⁻¹ jaar⁻¹. Voor alle scenario's verhoogde de flexibele strategie de productie gemiddeld met bijna 100 LU dagen ha⁻¹ jaar⁻¹. Een verklaring hiervoor vonden de onderzoekers in het feit dat bij de laagste productieniveaus in de flexibele strategie de veehouder aanpassingen moet maken om boven de minimumdrempel van productie te blijven en in de hoogste productieniveaus aanpassingen moesten worden gemaakt om overbegrazing te voorkomen en dus zodoende productie in alle scenario's met de adaptieve strategie verhoogde.

De onderzoekers concludeerden dat variabiliteit een kenmerk is van op grasland gebaseerde systemen waarvan boeren vaak profiteren (Andrieu et al., 2007; Martin et al., 2009a, 2009b), maar dat de onzekerheid echter over het algemeen groot is in deze systemen. Over het algemeen is het immers niet mogelijk om a priori een beheerstrategie aan te passen aan de omgevingsomstandigheden. Daarom moeten, om het aantal mogelijke dagen om vee te voeren te maximaliseren, aanpassingen worden gemaakt wanneer de omgevingsomstandigheden bekend worden (d.w.z. wanneer onzekerheid is omgezet in variabiliteit). Volgens Sabatier et al. (2015) maakt dergelijk adaptief beheer (Holling, 1973) het mogelijk om te profiteren van de "productiviteit van variabiliteit" (Bell et al., 2008) van onvoorspelbare variabelen, wat het productieniveau verhoogt. Het behouden van de flexibiliteit van een landbouwsysteem is daarom cruciaal om het aan te kunnen passen aan en te profiteren van de omgevingsvariabiliteit.

In vergelijking met continue begrazing moet de veehouder bij adaptief begrazen daarom de timing, frequentie en distributie van de begrazing bepalen met als doel de planten voldoende te laten herstellen. Adequaat herstel in adaptief begrazen moet gericht zijn op het behoud en vermeerdering van de begraasde planten en dus zijn de managementbeslissingen gebaseerd op de fysiologische respons van de plantensoorten op de begrazing, diergedrag en het weer (Steffens et al., 2013a).

Steffens et al. (2013a) zeggen verder dat als het begrazingspatroon en het herstel van de grassen niet verandert, het ene systeem niet beter is dan het andere. Dit geldt ook als adaptief begrazen wordt toegepast: als deze het begrazingspatroon onvoldoende verandert om de bestaande plantengemeenschap te behouden en doen aangroeien dan zal afbraak misschien trager zijn, maar zullen de resultaten onmiskenbaar negatief zijn, een fout van de traditionele rotatiebegrazing met gebruik van een kalender (een vast ("fixed") systeem, dat geen rekening houdt met bijvoorbeeld de variabiliteit in groeicondities).

Bij adaptief begrazingmanagement daarentegen kiest de veehouder voor het begrazen van een bepaald perceel op basis van de ontwikkeling van de plantengemeenschap/gewenste planten/grassen. De beheersstrategie in adaptief begrazen is er met andere woorden op gericht het begrazen uit te stellen om een specifiek managementdoel te bereiken. Deze ecologische/managementdoelen kan hij formuleren op diverse schaal. Op het niveau van de individuele plant kan het objectief zijn om adequaat herstel en hergroei van de plant te bekomen/toe te laten. Op het niveau van zijn weide(beheer) kan hij de accumulatie van wortelmassa tot doel stellen om de bodemconditie te verbeteren en/of boven- en ondergrondse waterretentie te verbeteren of verdamping te verminderen. Op het niveau van het veebedrijf kan hij kiezen voor het verhogen van de plantdiversiteit of aangroei van nieuwe soorten in de verschillende percelen (Steffens et al., 2013a).

Om overbegrazing van (delen van) de weides te voorkomen moet het begrazingsmanagement gericht zijn op het versterken van de plantengemeenschappen die het hoofd kunnen bieden aan steeds veranderende (klimaat)condities. De volgende principes moeten daarom gehandhaafd worden:

- Planten zouden daarom niet mogen begraasd worden tijdens de kritische periodes van hun groeicyclus, en dit jaar na jaar;

- Graasvoorkeuren hebben een heterogeen plantengebruik tot gevolg en als gevolg daarvan moeten deze plantensoorten tijd krijgen om voldoende aan te groeien en zich voort te planten;
- Adequate rustperiodes tussen het begrazen zijn ook nodig om de plant tijd te geven om door zijn snelle groeifase en tot verlenging van het apicaal meristeem te komen of, afhankelijk van de beheersdoelen, de tijd nodig om zaad te produceren, uit te komen en de zaailingen tijd te geven grond te krijgen of andere maatregelen om groei of hergroei te bekomen;
- Vanwege de variatie in neerslag, zal adaptief management nodig zijn om tot adequaat herstel van het grasland te komen en zullen variabele rustperiodes nodig zijn afhankelijk van het weer, de mate van begrazing en de timing van de begrazing (Steffens et al., 2013a).

4.4 SLEUTELPRINCIPES EN VARIABELEN VAN DYNAMISCH ROTEREND BEGRAZEN

Dynamisch roterend begrazen bevat enkele sleutelprincipes en variabelen (Steffens et al., 2013) zoals ook eerdere projecten (bv. Project pâturage Herby©) aantoonde. Volgende richtlijnen zijn deels gebaseerd op de synthese van dit Franse 6-jarig onderzoek Project pâturage Herby© (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020) gezien het meer details, richtlijnen en zelfs meetinstrumenten voor dynamisch roterend begrazen bevat. Dit onderzoek, gestart in 2013 tot maart 2020 in de regio West-Frankrijk (Poitou-Charentes en de Vendée) was een samenwerking tussen de lokale autoriteiten, productie, organisaties, wetenschappers en de leveranciers van technische service. Aan het experiment namen 120 schapen-, vlees- en melkveehouders deel, die het dynamisch roterend begrazingsstelsel opstelden op hun bedrijf. Hun uitdaging was de ontwikkeling van een duurzame begrazing/beweidingstechniek voor veehouders middels dynamisch roterend begrazen en het meten van de technische, socio-economische en omgevingseffecten van de methode.

De impact van deze begrazingsbeheermethode werd met name beoordeeld op:

- De omgeving: koolstofopslag, uitstoot van broeikasgassen en energieverbruik
- Biodiversiteit: inclusief de diversiteit van plantensoorten
- De economische prestaties en winstgevendheid
- Dierprestaties: gemiddelde dagelijkse groei of melkproductie
- Graslandproductie en -kwaliteit
- Bodemleven: microbiële leven en aardwormen

De aanleiding en hypothese van dit onderzoek komt van eerder onderzoek van Voisin (1959), die tijdens een studiereis in Nieuw-Zeeland zag dat deze techniek succesvol werd toegepast. Het concept van dynamisch roterend begrazen werd verder ontwikkeld om tot optimale ecologische (bv. langere levensduur van de weiden) en economische (autofertilisatie van de bodems, verminderde toevoeging in weiden) resultaten te komen en finaal het limiteren van broeikasgassen.

Hieruit vloeyde de ontwikkeling en benchmarking van de methode voor weidebeheer Pâturage Herby© op basis van de grasfysiologie in Franse omstandigheden. De beweidingmethode Herby© ofwel dynamisch roterend begrazen steunt op 4 principes:

- Laat dieren nooit langer dan 3 dagen in dezelfde paddock begrazen
- Wacht tot het gras is terug gegroeid tot het stadium van 3 bladeren
- Verwijder dieren voordat ze de stam van de grassen begrazen
- Pas de tijd dat de dieren terugkeren naar de paddock aan de hergroei van het gras aan

De onderzoekers zeggen dat de methode het rationeel en onderbouwd gebruik van de plant, het dier en hun interacties voorstelt. De beheercriteria zijn anatomisch of fysiologisch van aard om duurzame grasvoorraden te verzekeren en zijn aangepast aan de noden van de veeteelt. De weide wordt enkel ter beschikking van het vee gesteld als het gras klaar is om geconsumeerd te worden en ze worden verwijderd op het moment dat de mogelijkheid tot hergroei het meest optimaal is. Zoals ook op basis van de ontwikkelingsstadia van jaarlijkse teelten

interventiebeslissingen worden genomen, moet dus ook hier gekeken worden naar deze van het gras (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020).

4.4.1 Variabele rustperiode tussen begrazing ofwel korte begrazingsperiode van maximaal 3 dagen per paddock

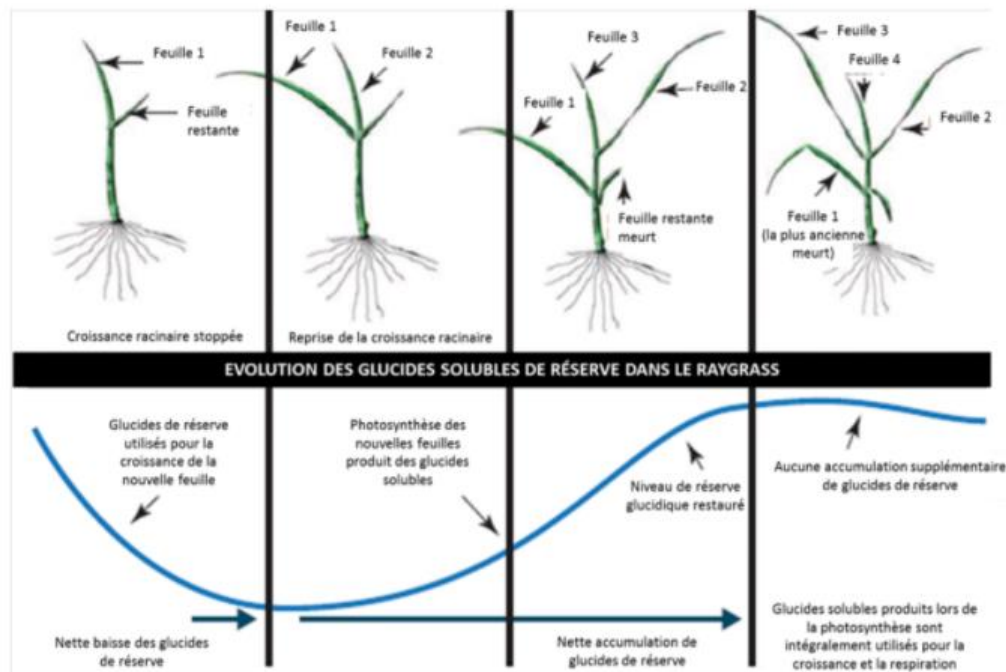
De rotatielengte is afhankelijk van een reeks factoren, waaronder de tijd van het jaar/weersomstandigheden, voederbehoefte, graszoden en beweidingssystemen. De rotatielengte kan ook worden beschouwd als de lengte van de rustperiode tussen begrazingsperiodes. Begrazingstrategieën moeten bijgevolg worden ontwikkeld om adequaat herstel tussen de begrazingsepisodes toe te laten en gefocust zijn op herstel/aangroei van de gewenste soorten (Steffens et al., 2013a; Hennessy et al., 2018; Eyles et al., 2015).

Vanwege deze inherente variabiliteit in graslandomgevingen, vereist het bereiken van een adequate rustperiode (d.w.z. herstel tussen ontbladeringen) adaptief beheer om tot een adequaat herstellniveau te komen (Hennessy et al., 2018). Dat variabel herstel tussen twee ontbladeringsgebeurtenissen vereist doorgaans verlenging van het apicale meristeem en een minimum aantal bladeren, sommige soorten moeten mogelijk zaad zetten, een gewenste structuur tot stand brengen (zoals wortels, die een belangrijke C-input vertegenwoordigen en dus belangrijk zijn voor C sekwestratie), zaailingen vestigen of een andere maatstaf voor groei/hergroei (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020). Door de ideale rotatielengte kan het gras na ontbladering opnieuw groeien en vernieuwen, maar dit mag niet zo lang zijn dat er een verslechtering van de grasmaststructuur optreedt.

Volgens Steffens et al. (2013a) moet het volgende in acht worden genomen:

- Hoe lang is nodig om tot de gewenste ontwikkeling van de plant te komen nadat hij is begraasd in de geobserveerde intensiteit en in goede groeicondities? En in welke periode kwamen die condities het meest waarschijnlijk voor? Dat zal dan de minimumperiode zijn die nodig is tussen de begrazingsepisodes.
- Het aantal beschikbare dagen dat nodig is voor snelle groei in een normaal jaar wordt dan gebruikt om te beslissen hoeveel tijd werkelijk nodig is. Deze beslissing moet rekening houden met de neerslag, optimale temperatuur, fotoperiode behoefte van de plantensoort en de mate van begrazing en de periode voor potentiële groei die nog beschikbaar is voor de plant om te herstellen.
- Als er een afname van smaak is tijdens het jaar van een plantensoort, kan een perceel nog beschikbaar zijn voor meer begrazing dan nodig voor herstel omdat deze plantensoort mogelijk minder begraasd wordt in de volgende begrazingsperiodes omdat het minder smakelijk is dan de andere soorten.
- Langere rusttijden kunnen nodig zijn voor de reproductie en aangroei van nieuw gewas als gekozen wordt voor niet opnieuw inzaaien.

De rotatieduur kan worden aangepast met de bladstand van Engels raaigras. De optimale tijd om Engels raaigras weiden te laten grazen is tussen het 2- en 3-blad stadium. Te laat grazen (na het 3-blad stadium) verlengt de rotatieduur maar heeft geen voordelen en vermindert in feite de weidekwaliteit door veroudering van het oudste blad. Begrazing na het stadium met drie bladeren kan echter worden gebruikt als een strategie om weiland over te dragen van de lente naar de zomertijd. Begrazing vóór het 2-bladige stadium vermindert de groei en opbrengst van weilanden. Soms kan het nodig zijn om voor het 2-bladige stadium te grazen als er wat kale grond is vanwege schaduw van het bladerdak of om de groeisnelheid van de lente te verminderen. Het zou meer dan eens per jaar moeten gebeuren, zodat weiland persistent blijft (Hennessy et al., 2018). Het Franse Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© (2020) licht eveneens de noodzaak toe om pas te starten met begrazen in het 3-blad stadium (Fig. 7) dat de hergroei van raaigras in relatie met de evolutie van de reserves wateroplosbare glucose toont.



Figuur 7: De hergroei van de grasblad en evolutie van de wateroplosbare glucose in een grasmat van raaigras na beweiding (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020)

Er wordt aangeraden pas te starten met begrazen wanneer de grassen 3 bladeren tellen omdat dit resulteert in

- een maximale vegetatieve groei
- de graszode is in optimale conditie voor hergroei en
- de voederkwaliteit is van ideale kwaliteit voor herkauwers (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020).

Onderzoek toonde aan dat er nooit meer dan 3 bladeren per helmstok zijn. Vanaf dat stadium wordt dit aantal in evenwicht gehandhaafd door nieuwe aangroei en veroudering van oudere bladeren (Fulkerson et al., 1997, Davies, 1977, uit Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020). Echter kan het aantal bladeren licht variëren naargelang de grassoort (Lemaire, 1987, uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020). Daarnaast worden in het 3-bladstadium de productie van inhiberende hormonen verminderd zodat jong gras kan uitgroeien. (Manske, 2004). Het uitlopen wordt bijgevolg gestimuleerd en de dichtheid van het gras wordt verbeterd.

De glucosereserves in het wortelgestel zijn maximaal in het 3-bladstadium. In dit stadium van de ontwikkeling van het gras is de groei op kruissnelheid, de fotosynthese voorziet voldoende energie om de groei behoeften te coveren en de overvloedige wateroplosbare glucose wordt gestockeerd (Donaghy & Fulkerson, 2001).

De duurzaamheid van de grassen wordt gewaarborgd tijdens periodes van stress wanneer ze systematisch worden gecoupeerd in het 3-bladstadium. De concentratie van wateroplosbare glucose in raaigras is aan het begin van de zomer tweemaal hoger wanneer het systematisch wordt geoogst in het 3-bladstadium dan wanneer in 1 blad (Fulkerson et al., 1997). Daarnaast blijkt ook de hoeveelheid beter te handhaven tijdens de zomerperiode: naar het einde van de zomer werd driemaal hogere concentratie wateroplosbare glucose vastgesteld in grassen die systematisch in het 3-bladstadium begrast waren. Gelijktijdig hebben de planten de noodzakelijke reserves om groei te initiëren in de periode dat de condities opnieuw optimaal worden. Als laatste dient te worden opgemerkt dat het wortelstelsel zich ontwikkelt op het moment van bladgroei en fotosynthese. Bij te vroege begrazing zal het wortelstelsel dat reeds minder goed is ontwikkeld door een eerdere afgrazing, minder efficiënt water opnemen noodzakelijk voor een goede hergroei (Lemaire et al., 2000, uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020).

De ratio tussen proteïnen en glucose is optimaal in het 3-bladstadium voor herkauwers. Voor het goed functioneren van het rumen is een evenwicht van ½ wateroplosbare proteïne-glucose noodzakelijk (Donaghy & Fulkerson, 2001).

Een weide in groei heeft gelimiteerde glucose: grassen in het 1-blad stadium hebben een ratio van 5/1. Vanaf 2 bladeren neemt de ratio glucose toe en de proteïne af tot in het volwassen 3-bladstadium een optimale ratio van ½ wordt bereikt.

Waarom wordt een variabele rustperiode voor de weiden behouden of wat is voldoende herstel na begrazing?

De snelheid van hergroei na begrazing varieert naargelang de temperatuur, vochtigheid van de bodem en lucht en de beschikbaarheid van nutriënten. Als gevolg daarvan varieert de tijd nodig voor de plant om in het 3-bladstadium te komen tussen de seizoenen (*Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©*, 2020). Plantensoorten kunnen immers anders reageren op begrazing, of hebben andere kritische fysiologische periodes tijdens het groeiseizoen, andere reproductiemechanismen, seizoenale variatie in smaak of kunnen anders reageren op klimaatcondities. Daarnaast is het herstel van de fotosynthetische capaciteit tussen begrazingsperiodes essentieel om de productie en vermeerdering hoog te houden en moet dus veelvuldig begrazen tijdens kritieke momenten van het groeiseizoen vermeden worden. Als laatste worden voorkeursplanten vaak sterk begraasd alvorens het “optimumweidegebruik” wordt bereikt en is dus het toepassen van gematigde bezettingsgraad onvoldoende om tot goed weidebeheer te komen (Hennessy et al., 2018; Steffens et al., 2013). Het punt van goed herstel is bijgevolg afhankelijk van het type plant, en zijn grootte en algemene conditie, de begrazingsintensiteit en of zaadproductie en aangroei van nieuwe planten ook tot doel is gesteld. De tijd die nodig is om tot dit punt te komen is variabel en afhankelijk van de neerslag tijdens het groeiseizoen (Steffens et al., 2013).

Lange rustperiodes kunnen aangewezen zijn als de veehouder tot doelstelling heeft om meer van bepaalde plantensoorten te laten aangroeien of met andere woorden bij het veranderen van de plantensamenstelling. Observatie van de hergroei na begrazing van de gewenste soorten tot ze de gewenste fysiologische doelen hebben bereikt (zaadproductie, snelle groei of verlenging van het apicaal meristeem) voor het opnieuw te laten begrazen kan helpen om de noodzakelijke herstelperiode vast te stellen (Hennessy et al., 2018; Steffens et al., 2013). Maar uiteindelijk staat adequaat herstel voor een beheerbeslissing gebaseerd op de timing van de kritische punten in de groeicyclus van de gewenste planten. Het observeren van de diverse percelen die met tussenpozen worden begraasd tijdens de verschillende seizoenen laat de veehouder toe om de respons van de gewenste soorten op de beheerbeslissingen, inclusief de rusttijd, te observeren.

4.4.2 Productie en kwaliteit van het grasvoer

De meeste graslanden zijn onderhevig aan een uitgesproken seizoensgebonden karakter van de biomassaproductie (Rossignol et al., 2014), waar jaarlijkse cycli van temperatuur of regenval, cycli van plantengroei en fenologie opleggen die resulteren in cycli van overvloed en kwaliteit van voedsel. Informatie over de voedingswaarde van ruwvoer per fenologische stadia helpt bij het kiezen van geschikte graastijden en bezettingsgraden om betere dierprestaties te bereiken zonder schade aan de vegetatie (Hennessy et al., 2018). Informatie over de voederkwaliteit is ook nodig om de samenstelling van het rantsoen te optimaliseren met betrekking tot maximale productie, minimale uitscheiding van onverteerd materiaal en minimale kosten. Factoren die van invloed zijn op de kwaliteit van het voer zijn onder meer soortensamenstelling, blad-tot-stengelverhouding (zoals nieuw opgekomen bladeren), groeifase, bodemagentia, klimaat, oogsten, ziekten en plagen. De verteerbaarheid van voer neemt bijvoorbeeld af met een toename van de stengel in biomassa (d.w.z. een afname van de blad-tot-stengelverhouding) en over de groeifasen (vegetatief, knop, bloem) waardoor de kwaliteit van het voer voorspelbaar wordt. Een toepassing van beslissingsregels op basis van klimaat, graszonesamenstelling, kwaliteit van groenvoer en massadoelstellingen zijn dus nuttig om weideperioden te definiëren. De kwaliteit van het voer heeft verder een significant effect op de darmgisting, waarbij een slechte kwaliteit van het voer de CH₄-productie van herkauwers verhoogt (Hennessy et al., 2018).

Met een begrazingsperiode van een halve dag tot maximaal 3 dagen wordt volgens *Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©* (2020) voorkomen dat het vee het gras in aangroei na een eerste begrazing afgraast zodat:

- De dieren voordat ze de helmstok consumeren verwijderd worden om de hergroei te faciliteren (de fotosynthese is bij begraasd gras in eerste instantie laag. Indien de basis wordt behouden kan de captatie van licht en bijgevolg fotosynthese vergemakkelijken en de hergroei dus versnellen (Verdenal et al., 2008); de glucosereserves die noodzakelijk zijn voor de hergroei te initiëren, te beschermen)

- De continue voederproductie wordt verzekerd (het rendement van de daaropvolgende beweidingsmomenten wordt gemaximaliseerd)
- De dieren een kwaliteitsvol voer aangeboden krijgen

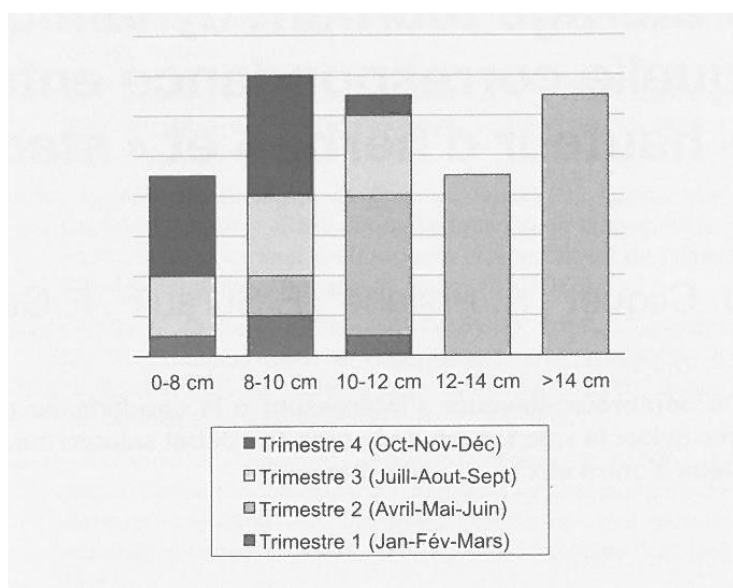
Na het begrazen mobiliseren de grassen hun glucosereserves om hergroei van nieuw blad te initiëren. Door het afgrazen wordt tijdelijk ook de fotosynthese gelimiteerd. Het eerste blad wordt aangemaakt door de mobilisering van de wateroplosbare glucose ofwel reserve-glucose (Lee et al., 2010). De concentratie wateroplosbare glucose in de afgegraste helmstok vermindert en is minimaal in het 1^e-bladstadium (Donaghy & Fulkerson, 2001). In dit stadium is de glucose gesynthetiseerd in het eerste blad, maar niet voor verdere of totale groei. Een begrazingssequentie in dat stadium resulteert bijgevolg in trage aangroei aangezien de helmstok geen glucosereserves meer heeft.

De totale lengte van de grassen is proportioneel aan de lengte van de helmstok (Duru & Ducrocq, 2000). Met een grote helmstok zullen de bladeren bijgevolg groter zijn (Verdenal et al., 2008) en dus het rendement gemaximaliseerd worden bij elke begrazingsperiode.

Hoe meer melkvee of zogende dieren op het perceel verblijven, hoe meer hun performantie zakt (Leray et al., 2017; Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020). De bladeren van de grassen zijn van hogere voedselkwaliteit dan deze van de helmstokken. De concentratie ruw eiwit is hoger in de hogere plantendelen van raaigras dan de lagere delen en omgekeerd bevinden zich in de lagere delen meer vezelrijke delen. De helmstok, minder rijk aan wateroplosbare glucose en proteïnen en meer vezels, beantwoordt minder goed aan de voederbehoeftes van productiedieren. Onderzoek wees uit dat een nieuwe paddock met vers gras dat niet vertrappeld is de ingestie van melkrunderen verbetert en het selecteergedrag (graasvoorkeur) vermindert (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020).

In het Franse Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© (2020) werd de specifieke dynamische roterende begrazingsmethode, de Herby©-methode, toegepast op 23 plots die in verschillende contexten: verschillende regio's, ingezaaide (17) of natuurlijke weides (6), begraasd door schapen (5), melkrunderen (7) of kalveren (11). Deze percelen vertonen vegetatiediversiteit: het gemiddelde aandeel peulvruchten is 17%, maar met een standaarddeviatie van 14%. De percelen werden elk volgens de 3 principes van *Dynamisch roterend begrazen* van Herby© beheerd, met name een toegang van dieren op het perceel wanneer de dominante grassen in het 3-bladstadium zijn, met een variabele terugkeertijd gedurende het jaar, een verwijderen van de grazers voor de grasschede begraasd wordt en een begrazingssequentie van maximaal 3 dagen. Tijdens elke weideperiode evalueerden Cliquet et al. (2019) de grashoogte (met behulp van een herbometer©, Fig. 10), biomassa en voedingswaarde in het 3-bladige stadium.

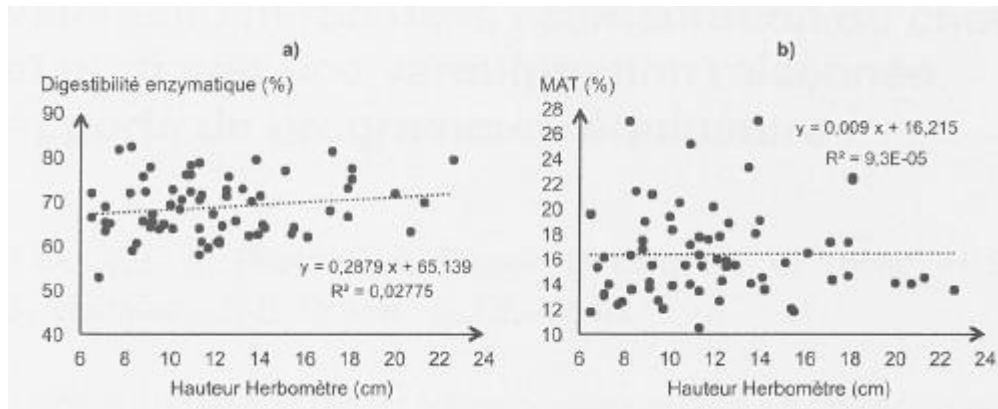
De koppeling tussen het 3-blad stadium en de hoogte van het gras wordt getoond in Figuur 8, die de verdeling per hoogteklaas weergeeft van de 81 herbometermetingen in het 3-bladige stadium. Slechts 22% van de plots in het 3-bladige stadium valt in de klasse 10-12 cm, 16% van de afmetingen is kleiner dan 8 cm en 22% groter dan 14 cm.



Figuur 8: Percentage van de 81 grasstalen in het 3-bladstadium in de verschillende hoogteklassen voor verschillende jaarkwartalen (2016-2018) (Cliquet et al., 2019)

Deze figuur illustreert ook de seizoensverdeling van de grashoogteklassen. De gegevens tonen een seizoenseffect op de hoogte van het 3-bladstadium, met grotere hoogten waargenomen in april-mei-juni en vice versa, lagere hoogten waargenomen aan het begin en in de tweede helft van het jaar. Er is dus geen verband tussen grashoogte en het 3-bladige stadium – dit kan namelijk worden bereikt voor een breed scala aan hoogtes, vooral afhankelijk van de tijd van het jaar.

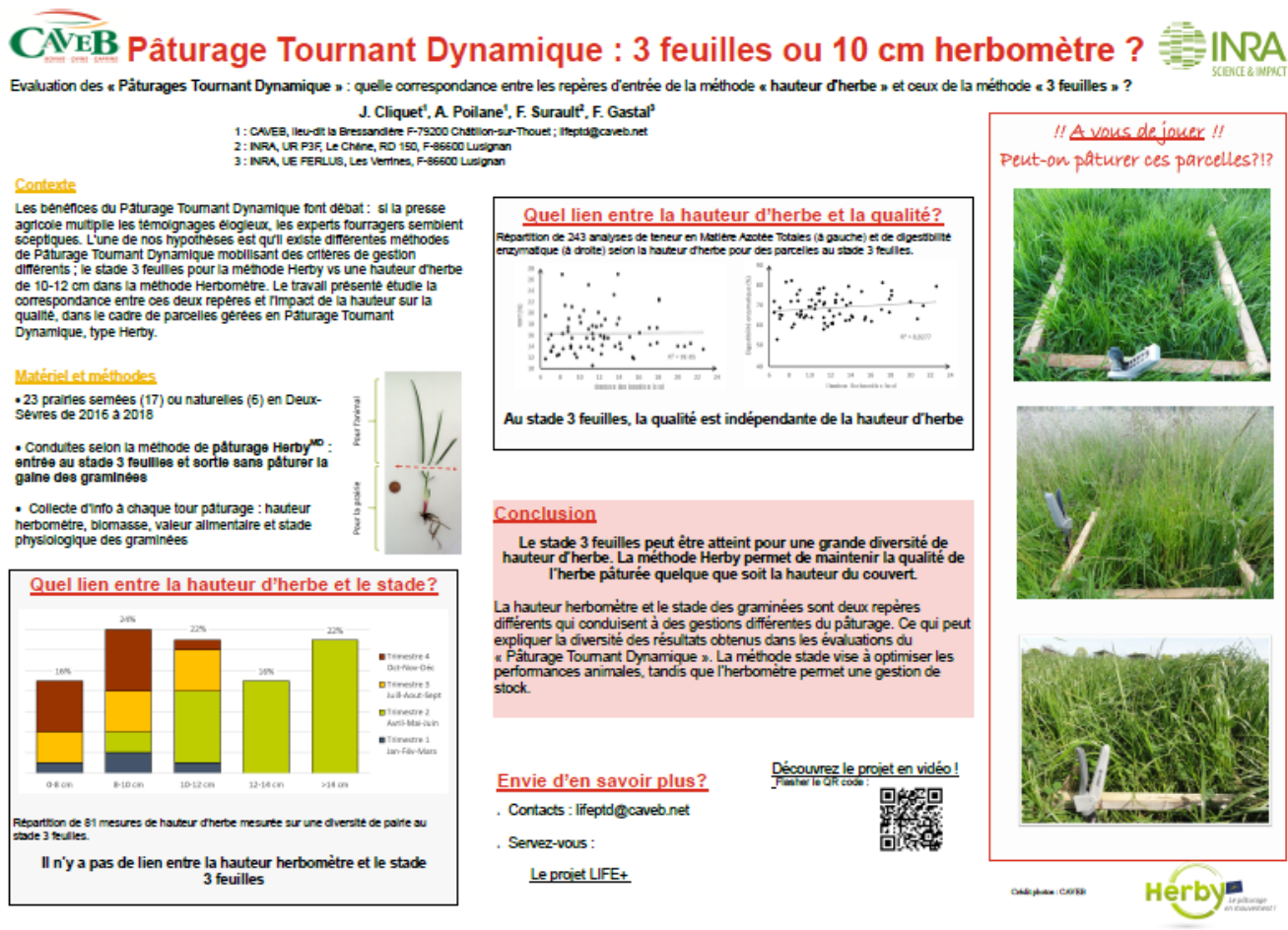
De link tussen de hoogte en kwaliteit wordt aangetoond in de evolutie van de enzymatische verteerbaarheid in het 3-bladstadium wordt weergegeven volgens de hoogte van het gras (Fig. 9a). Waarden variëren van 53 tot 82%, zonder invloed op de hoogte. Volgens Cliquet et al. (2019) tonen deze resultaten aan dat, ondanks een relatief hoge heterogeniteit, de enzymatische verteerbaarheid van de stalen in het 3-bladstadium redelijk goed blijft (gemiddeld 69%) gedurende de seizoenen en onafhankelijk van de hoogte van het gras.



Figuur 9: Relatie tussen grashoogte en voederkwaliteit in het 3-bladstadium (n=81) (Cliquet et al., 2019)

Het gehalte aan totaal stikstofhoudend materiaal, gemeten op dezelfde monsters genomen in het 3-bladige stadium (Fig. 9b), varieert van 10 tot 28% met een gemiddelde van 16%. Voor ditzelfde stadium, het 3-bladige stadium, en zonder oogsten van de schede, zijn de enzymatische verteerbaarheid en het MAT-gehalte niet afhankelijk van de grashoogte.

De onderzoekers concludeerden dat de hoogte van het gras sterk varieerde (vooral tussen de seizoenen). De verteerbaarheid en het ruw eiwitgehalte waren over het algemeen goed (gemiddelde waarde van respectievelijk 69% en 16%) en onafhankelijk van de grashoogte. Volgens de onderzoekers geven deze resultaten aan dat de Herby©-methode en het gebruik van de Herbometer© (Fig. 10) kan worden gebruikt om vee het hele jaar door van zeer voedzaam voer te voorzien.



Figuur 10: Pâturage Tournant Dynamique: 3 feuilles ou 10 cm herbomètre ? (Cliquet et al., 2019)

4.4.3 Andere instrumenten voor het meten en beheren van gras/meting van biomassa

(integraal uit Hennessy et al., 2018 – Minipaper *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

Een reeks meetinstrumenten voor graslanden en beslissingsondersteunende systemen (DSS) zijn beschikbaar in heel Europa, en zelfs wereldwijd. Tools variëren in complexiteit, maar ze helpen hoe dan ook het vertrouwen van de boeren bij beslissingen over weidebeheer te vergroten. Ze kunnen informatie geven over de opbrengst van biomassa, de intensiteit van de beweiding en slecht presterende weilanden identificeren.

Meetinstrumenten voor graslanden omvatten:

- Handmatige plaatmeter, bijv. Jenquip ([www. http://jenquip.co.nz/categories/pasture-measurement](http://jenquip.co.nz/categories/pasture-measurement))
- Elektronische plaatmeter, bijv. Jenqip (<http://jenquip.co.nz/categories/pasture-measurement>); Grasshopper (www.truenorthtechnologies.ie)
- Snelle plaatmeter bijv. <http://jenquip.co.nz/products/rapid-platemeters>
- Maai- en weegsystemen, bijv. quadrate en scharen (<https://www.grasstecgroup.com/agri-services/product-category/grass-measuring-tools/>)
- Sward stick bijv. <http://jenquip.co.nz/products/automated-sward-stick>
- Sward liniaal, bijv. <https://www.youtube.com/watch?v=eNcn-YqQVOE>
- Wellie-markeringen

Visuele beoordeling van de massa van groenvoer op de boerderij is een ander instrument dat wordt gebruikt door graslandboeren. Het omvat het visueel beoordelen van de kruidenmassa op elke paddock terwijl je er doorheen loopt.

Bladstadium om de prestaties van de wei te maximaliseren is een effectieve indicator om te weten wanneer de weide klaar is om te grazen. (<https://www.dairynz.co.nz/feed/pasture-management/assessing-and-allocating-pasture/leaf-stage/>) .

Andere beslissingsondersteunende instrumenten stellen de boerderij in staat om de metingen van biomassa te gebruiken om geïnformeerde beslissingen te nemen over weidebeheer. Dergelijke tools zijn onder meer de planner voor de rotatie van de lente, de grasswig en de planner voor de rotatie van de herfst (www.teagasc.ie) .

Het modelleren van grasgroei of biomassaproductie is ook een nuttig instrument, hoewel deze meestal door onderzoekers en/of adviseurs worden gebruikt in plaats van door boeren. Het GrassGro-model (Barrett et al., 2005) wordt gebruikt om via GrassCheck (<http://www.agrisearch.org/grasscheck>) een voorspelling te geven van de grasgroei voor de komende week op alleen gras en grasklaverzaden in Noord-Ierland.

De laatste jaren is er een toenemende belangstelling voor het gebruik van beslissingsondersteunende systemen (DSS'en) in graslandbeheer. Voorbeelden van grasland-DSS'en zijn de Grass Wedge (Teagasc, 2009), Herb'aVenir (Defrance et al., 2005), Pâtur'Plan (Delaby et al., 2015), PastureBase Ireland (Teagasc, 2017), DairyNZ Pasture Growth Forecaster Tool (DairyNZ, 2017). Deze vergemakkelijken het graslandbeheer en laten toe te anticiperen op de beschikbaarheid van gras voor beweiding.

Sommige landen hebben zeer duidelijke richtlijnen voor het meten van graslanden, bijv. Ierland via www.teagasc.ie, terwijl in andere landen de informatie niet zo duidelijk of toegankelijk is. In het algemeen kunnen instrumenten voor graslandbeheer worden aangepast aan verschillende landen of regio's. Zo is de grasswig ontwikkeld in Nieuw-Zeeland, aangepast voor gebruik in Ierland en verder aangepast voor gebruik in Nederland.

Richtlijnen voor begrazingsbeheer voor diverse grasvelden met meerdere soorten zijn minder goed gedefinieerd in vergelijking met grasvelden van Engels raaigras. Het ontwikkelen van geschikte richtlijnen voor begrazingsbeheer zou de productie van groenvoer kunnen optimaliseren en zou kunnen bijdragen tot verhoogde C-vastlegging door middel van passend graslandbeheer.

4.4.4 Bezettingsgraad/draagvermogen van de graszoden

Het bepalen van de ideale bezettingsgraad voor een systeem hangt af van dierfactoren, waaronder het type dier, genetische lijn, lichaamsgewicht, opnamecapaciteit, fysiologische toestand, evenals de hoeveelheid weideproductie per hectare, toegepaste N-meststof en de hoeveelheid voer gekocht in het systeem. **De sleutel tot het bepalen van de bezettingsgraad voor beweidingssystemen is de hoeveelheid groenvoer die op de boerderij of de weidepercelen wordt geproduceerd, d.w.z. de oppervlakte van de boerderij die beschikbaar is voor beweiding** (Hennessy et al., 2018). Het draagvermogen is de hoeveelheid ruwvoer die beschikbaar is voor graasdieren op basis van de totale jaarproductie; of hoeveel voer een eenheid of stuk grond in een gemiddeld jaar kan produceren. De draagkracht is de maximale bezettingsgraad die mogelijk is, afhankelijk van het type vee/het gewicht en de nutriëntenbehoefte, die consistent is met het behouden of verbeteren van voer en andere vegetatie en gerelateerde hulpbronnen/processen (bijv. kwaliteit, C-opslag). Dit kan op hetzelfde gebied van jaar tot jaar verschillen door veranderingen in de ruwvoerproductie.

In adaptieve begrazing ligt de uitdaging volgens Norton et al. (2013) in het manipuleren van de dierbewegingen en het gebruik van het beschikbaar grasland zodat de impact en gevolgen van begrazing minder uitersten vertonen, zoals een hoge concentratie (overbegrazing) en onderbenutting van sommige delen van het grasland, met een meer gunstige ecologische impact tot gevolg. Overbegrazing (zware begrazingsdruk) kan immers leiden tot invasie van onkruid of erosie door blootliggende gronden. In de praktijk kan de graascapaciteit ofwel betere benutting van de hoeveelheid beschikbaar voedsel worden verhoogd (zonder veranderingen in het aantal dieren) door het foerageren te manipuleren zodat elk deel van de weide gelijkmatig wordt benut door grazend vee en zonder dat sommige delen overbegraasd worden (Norton et al., 2013; Steffens et al., 2013a).

Wanneer wordt gestreefd naar hoge dierprestaties en voldoende plantherstel tussen ontbladering, moet het gebruik voor een graasperiode minder of gelijk zijn in intensiteit met toenemende veedichtheid, uitgaande van vergelijkbare seizoensgebonden bezettingsgraden. Verhoogde aantallen paddocks met korte beweiding en adequate herstelperioden kunnen worden gebruikt om de heterogeniteit van gebruik en de kwaliteit van het voer in tijd en

ruimte te vergroten of te verkleinen. Paddock-aantallen en veedichtheid kunnen niet afzonderlijk worden gewijzigd, omdat elke toename van deze variabelen andere factoren zal veranderen - monitoring en adaptief beheer vereist om doelen te bereiken (Steffens et al., 2013a).

De graasperiodes in de subdivisies van de weide zullen variëren afhankelijk van het klimaat, het seizoen, de conditie van het grasland en de dieren. Er is geen formule hoe deze indeling dient te gebeuren om tot een optimale perceelgrootte te komen. De strategie zal worden bepaald door de locatie van het bedrijf, het aantal beschikbare omheining, waterpunten, wegen en topografische kenmerken.

Volgens de ervaring van Norton et al. (2013) beginnen veehouders vaak met een indeling van een groot weiland in vier tot vijf kleinere percelen en wordt na het zien van de voordelen verdere indeling uitgevoerd. Hoe meer subdivisies beschikbaar in een rotatiecyclus, hoe groter de beheersflexibiliteit met betrekking tot de begraasperiode bv. om een perceel onbegraasd te laten als de condities dit noodzakelijk maken.

De grootte van het perceel blijkt invloed te hebben op de mate van gelijkmatige begrazing in roterend begrazen met hoge bezettingsgraad (en uitkomsten met betrekking tot bijvoorbeeld productie), waarbij wordt vastgesteld dat kleinere percelen van 4 tot 1 hectare meer evenwichtiger worden benut dan weides van grotere afmetingen (Barnes et al., 2008). Volgens Norton et al. (2013) verklaart dit de variabele resultaten met betrekking tot roterend begrazen in experimenteel onderzoek.

Om de toename van de begrazingscapaciteit door een meer even ruimtelijke distributie van begrazen te staven zeggen Norton et al. (2013) en Steffens et al. (2013b) daarom het volgende:

- Kleinere percelen en een hogere bezettingsdichtheid verbeteren de verdeling van de begrazing in elk perceel
- Een landschap van vele, kleinere percelen zal de graasdruk gelijkmatiger verspreiden dan één of minder, grotere percelen.

In onderzoek van Macdonald et al. (2008) werden 5 verschillende veebezettingen in veebedrijven (2,2 tot 4,4 koeien/ha op een boerderij met een gemiddelde weideproductie van 18 ton DS/ha) vergeleken en daaropvolgende economische modellen (Macdonald et al., 2011) identificeerden de optimale bezettingsgraad (CSR) bij 77 kg LG/ton beschikbare ds. (d.w.z. zonder rekening te houden met enige fysieke verspilling van voer). Een daaropvolgende herbeoordeling van deze resultaten leidde tot de conclusie dat de optimale CSR dicht bij 85 kg LG/t DS ligt (Tabel 7) en hoger zou moeten zijn (~90 kg LG/t DS voer) wanneer supplementen worden gebruikt bij hogere bezettingsgraden (Macdonald et al., 2017). (Tabel 7).

Tabel 7: Geschatte optimum bezettingsgraad (rund/ha), met inachtneming van de rundgrootte, de hoeveelheid DS geproduceerd/ha (als primair voeder) en de hoeveelheid voeder van buiten het bedrijf geïmporteerd (uit Roche et al., 2017)

Supplementary feed, t of DM/cow	400-kg cow					500-kg cow				
	Pasture grown/ha, t of DM/yr					Pasture grown/ha, t of DM/yr				
	12	14	16	18	20	12	14	16	18	20
0.00	2.6 (2.7)	3.0 (3.2)	3.4 (3.6)	3.8 (4.1)	4.3 (4.5)	2.0 (2.2)	2.4 (2.5)	2.7 (2.9)	3.1 (3.2)	3.4 (3.6)
0.25	2.7 (2.9)	3.1 (3.3)	3.6 (3.8)	4.0 (4.3)	4.5 (4.8)	2.1 (2.3)	2.5 (2.6)	2.8 (3.0)	3.2 (3.4)	3.5 (3.8)
0.50	2.8 (3.1)	3.3 (3.6)	3.8 (4.1)	4.3 (4.6)	4.7 (5.1)	2.2 (2.4)	2.6 (2.8)	3.0 (3.2)	3.3 (3.6)	3.7 (4.0)
1.00	3.2 (3.5)	3.7 (4.1)	4.3 (4.7)	4.8 (5.3)	5.4 (5.8)	2.5 (2.7)	2.9 (3.1)	3.3 (3.5)	3.7 (4.0)	4.1 (4.4)
1.50	3.7 (4.1)	4.3 (4.7)	4.9 (5.4)	5.5 (6.1)	6.1 (6.8)	2.7 (3.0)	3.2 (3.5)	3.6 (4.0)	4.1 (4.4)	4.5 (4.9)
2.00	4.3 (4.9)	5.0 (5.7)	5.8 (6.5)	6.5 (7.3)	7.2 (8.2)	3.1 (3.3)	3.6 (3.9)	4.1 (4.5)	4.6 (5.0)	5.1 (5.6)

¹Optimum stocking rates are based on a comparative stocking rate (CSR) of 85 kg of BW/t of DM of total feed available (Macdonald et al., 2008a, 2011). In a recent publication, Macdonald et al. (2017) concluded that the optimum CSR increased to ≥90 kg of BW/t of DM of total feed available when supplementary feeds are fed; stocking rate at CSR = 90 is presented in parentheses.

4.4.5 Graasinfrastructuur

Door gebruik te maken van een goede boerderij infrastructuur kunnen de effecten van vee op de bodem worden geminimaliseerd door ervoor te zorgen dat ze niet samenkomen op één plek in een wei of overbegraasde grasvelden, en kunnen rusttijden voor de weidegronden worden toegestaan. Hierdoor kunnen de graszoden zich herstellen tussen de beweiding door, de productie van groenvoer zal verhogen en de noodzaak voor grasmatvernieuwing kan tot een minimum beperkt worden (Hennessey et al., 2018; Beetz & Rinehart, 2010).

Bedrijfsinfrastructuur heeft een grote invloed op het beheer van grasland en op het optimaliseren van de productie uit grasland. Het vereiste infrastructuurniveau hangt af van de onderneming, er zal bv. meer infrastructuur nodig zijn op melkveebedrijven waar tweemaal per dag vee wordt verplaatst (Hennessey et al., 2018). Het niveau van infrastructuurontwikkeling kan variëren van minimalistische benaderingen met herders tot intensief beheer met behulp van tijdelijke omheining, draagbare irrigatievoorzieningen, extreem hoge bezettingsdichtheid en meerdere bewegingen per dag (Steffens et al., 2013a). Economisch succesvolle roterende weidegang vereist volgens Beetz & Rinehart (2010) zorgvuldige analyse, inclusief planning voor het hele bedrijf. Vee vereist grote kapitaaluitgaven relatief naar hun waarde, en de winstgevendheid van roterend begrazen is op kleinschalig niveau niet gegarandeerd. Dit komt omdat kleine operaties hebben vaak niet de schaal die nodig is, hebben om de noodzakelijke infrastructurele verbeteringen voor intensieve weidegang te rechtvaardigen. Daarom vereist het het zoveel mogelijk minimaliseren van de kosten van verbeteringen.

Het ontwikkelen van landbouwinfrastructuur kan kostbaar zijn, daarom zou het nuttig zijn om eenvoudige richtlijnen te ontwikkelen om landbouwers in staat te stellen hun bestaande infrastructuur effectiever te gebruiken (Hennessey et al., 2018). Volgens Beetz & Rinehart (2010) wordt vaak gesuggereerd, als een gemakkelijke manier om te beginnen met roterend begrazen, om bestaande weilanden onder te verdelen met één of twee hekken (of gewoon bestaande poorten te sluiten). Het beheren van deze eenvoudige onderverdelingen is een kans om een meer gecontroleerd systeem uit te proberen en om te beginnen met deze vorm van weidebeheer op basisniveau te leren. In hetzelfde artikel merkte echter Dave Pratt, CEO van Ranch Management Consultants, Inc., op dat het starten van met wat je hebt en het opbouwen ervan leidt tot omslachtige en duurdere ontwerpen op de lange termijn. In plaats daarvan adviseert hij startende beheerders om helemaal opnieuw te beginnen en een frisse blik te werpen op alles. Beginnend met een plattegrond van de boerderij, die de weides afbakent en vegetatietypes, evenals de jaarlijkse voedergewassen, zal het ontwerpen van een beweidingssysteem van de grond af veel meer een werkbaar systeem opleveren dan het stuk voor stuk aanleggen van beweidingspaddocks. Bij een wijziging in het weidebeheer, is een logische eerste stap de inventarisatie van de middelen van de boerderij. Een luchtkkaart van de boerderij is handig voor het markeren van hekken, watervoorzieningen en bestaande voedermiddelen. Het implementeren van weidegang vereist: het onderverdelen van het land in paddocks en het verstrekken van toegang tot water (Beetz & Rinehart, 2010).

Steffens et al. (2013a) zeggen daarnaast dat infrastructuur het beheer moet vergemakkelijken en er niets magisch is aan het aantal, type of de oriëntatie van de paddocks. Zij stellen voor dat managers adaptief te werk gaan met de bestaande paddocks en eventueel het aantal paddocks laat toenemen. De hoeveelheid paddocks zouden moeten worden verhoogd als een adaptieve reactie (na observatie van de weide) als er behoefte is aan meer controle over de begrazing om de gewenste resultaten te bereiken. Vanwege de voorkeur van dieren, hebben smakelijke planten de voorkeur dus delen van de weides zijn vatbaar voor ernstige overbegrazing bij lange weideperiodes, zelfs bij relatief lichte bezettingsgraad. Daarom is er een minimum aantal paddocks en bewegingen nodig om herhaald bladverlies tijdens een weideperiode op een acceptabel niveau te houden en te zorgen voor voldoende herstel tussen ontbladering. Potentiële voordelen van grotere paddock aantallen per kudde omvatten een groter aandeel van het jaar waarin groei kan plaatsvinden op een bepaald deel van boerderij zonder het risico van overbegrazing door vee; distributie die nauwer aansluit bij de voederkwaliteit en kwantiteit van de weides, inclusief meer controle en precisie met betrekking tot het gemiddelde niveau van ontbladering op kleinere ruimtelijke schalen; en meer controle over structurele heterogeniteit en voedingskwaliteit, inclusief een bredere selectie van plantensoort.

Grote aantallen paddocks met veel vee verhuizingen kan meer arbeid vergen, maar veel beheerders vinden dat de arbeid voor het controleren en verplaatsen van vee afneemt, omdat de dieren gemakkelijker de weg vinden en



handelbaarder worden naarmate ze zich aanpassen aan de routine (Steffens et al., 2013a). Als de nieuwe hekken elektrisch zijn met een draad met hoge treksterkte zullen de dieren leren om de omheining te respecteren, en beheerders kunnen oefenen met hen te hanteren (Beetz & Rinehart, 2010). Ook Beetz & Rinehart (2010) zeggen dat de observatievaardigheden van de beheerder zich ontwikkelen naarmate de dieren zich aanpassen aan de wijziging.

Er is een scala aan soorten afrastering beschikbaar, waaronder natuurlijke heggenafastering, schapendraadafrastering, prikkeldraadafrastering en elektrische afrastering. De locatie en de diersoort zal tot op zekere hoogte de keuze van het hekwerk bepalen dat het meest geschikt is om aan de eisen te voldoen (Hennessey et al., 2018). Bij hoge omheiningskosten zal het optimale aantal paddocks relatief klein zal zijn. Een permanente een- of tweedraads elektrische afrastering, met of zonder verdere onderverdeling met tijdelijke

omheining, kan de vaak grote aantallen paddocks economisch haalbaar maken (Steffens et al., 2013a). Beetz & Rinehart (2010) raden een enkele streng elektrische tape en tijdelijke palen voor binnenpaddocks aan in plaats van een permanente binnenafrastering als een goede manier om infrastructuurkosten verlagen. Wanneer roterend begrazen wordt gebruikt bij schapen en geiten, moet de omheining in staat zijn om het vee erin te houden en de roefdieren eruit. Bewaakdieren kunnen de bescherming tegen roefdieren verbeteren.

Landbouwwegen zorgen ervoor dat het vee gemakkelijk en veilig over de boerderij kan worden verplaatst. De wegen moeten van hoge kwaliteit zijn om het risico op kreupelheid te minimaliseren. Meerdere ingangs-/ uitgangspunten gecombineerd met tijdelijke afrasteringen maken het mogelijk om de grootte van de paddock te veranderen of om in stroken te grazen, en minimaliseert bodembeschadiging rond de ingangen van de paddock (Hennessey et al., 2018).

De watervoorziening voor graasdieren moet voldoende zijn voor de behoeften van de kudde. Gedeelde waterbronnen en het laten drinken van vee rechtstreeks uit rivieren en beken zijn niet wenselijk vanwege het risico op besmetting en de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's voor vee en mensen, maar ook voor vissen en andere rivier- en beekbewoners. In het veld en paddocks zijn de grootte van de bak en de waterdruk belangrijke overwegingen. Meerdere waterpunten zorgen voor flexibiliteit in de grootte van de paddock en het gebruik van tijdelijke afrasteringen (Hennessey et al., 2018). Water verstrekken is volgens Beetz & Rinehart (2010) een zeer belangrijke vereiste van roterende beweidingssystemen. Ervaren beheerders zien snel de waarde van voldoende water, en sommigen betreuren het dat ze in eerste instantie niet meer hebben geïnvesteerd in het watersysteem. Een watersysteem ontwerpen voor toekomstige uitbreiding kan de beste optie zijn voor beginners met beperkte middelen. Veel producenten gebruiken leidingen en draagbare waterbakken om verplaatsbare watersystemen te creëren en te ontwerpen. Flexibiliteit bij het lokaliseren van water in paddocks moet deel uitmaken van elk definitief ontwerp, zodat de beheerder de distributie van dieren kan controleren en vertrappen rond de waterbron kan vermijden. Sommige paddocks hebben steegjes die dieren toegang geven tot één waterbron uit meerdere naast elkaar gelegen paddocks (Fig. 11). Het gebied rond een permanente waterbron zal echter lijden door zwaar verkeer. Dit zwaarbelaste gebied heeft de neiging om reststoffen te accumuleren en is een potentiële bron van parasieten, ziekten en erosie. Veel beheerders zien dezelfde problemen op elke locatie waar dieren samenkomen, bij bijv. schaduwbomen en minerale bronnen.

Figuur nr 11: Waterbronnen moeten strategisch worden geplaatst om toegang van de dieren tot elke paddock of begrazingsperceel te verzekeren. Dit type permanente waterbron laat toegang toe via een gang met opeenvolgende begrazingspercelen (Beetz & Rinehart, 2010)

Bodemdrainage kan een verhoogd gebruik van nattere bodems opleveren. Landdrainage kan een negatief effect hebben op de C-opslag in de bodem en moet daarom alleen worden overwogen als alle andere delen van de boerderij volledig productief zijn. Dat is wanneer de bodemvruchtbaarheid correct is en de meest geschikte graslandsoorten voor die regio zich hebben gevestigd. Daarna, als er extra groen nodig is, kan landdrainage worden overwogen. Er zijn veel soorten landafvoersystemen beschikbaar, en sommige zijn geschikter voor een bepaald gebied dan andere (Hennessey et al., 2018).

Vee heeft volgens de wetgeving verplicht beschutting nodig tijdens ongunstige weersomstandigheden zoals hevige regenval of hoge temperaturen. Opties zijn onder meer natuurlijke landschapselementen, bijv. groepen bomen, of kunstmatige infrastructuur. Dit laatste kan de economische voordelen van beweiding verminderen. Het ontwerp van paddocks is ingewikkelder als beschutting vereist is. Aan de andere kant zijn landschapselementen een maatstaf voor de agro-forestry en slaan ze koolstof op (Hennessey et al., 2018).

Op wetgevend niveau zou het volgens Hennessey et al. (2018) nuttig kunnen zijn om de land- en stadsplanning/-verdeling te herzien om het landbouwgebied dicht bij de boerderij te groeperen, zodat bedrijven minder versnipperd raken. Dit wordt momenteel in Frankrijk toegepast en omvat het uitwisselen van velden/land tussen boerderijen, zodat weilanden niet over grote gebieden worden verspreid.

4.4.6 Begrazing beheren in het seizoen zonder grasgroei

(Integraal uit Hennessey et al., 2018. Minipaper – *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

In de meeste regio's varieert de productie van gras of biomassa binnen en tussen jaren. Binnen Europa zijn er periodes van het jaar waarin er geen of weinig groei is. Afhankelijk van de regio kan dit in de winter zijn, wanneer de bodemtemperaturen laag zijn (bodemtemperatuur $<5^{\circ}\text{C}$) en de zonnestraling laag is en de bodem bedekt is met vorst en sneeuw, of in de zomer wanneer de temperaturen hoog zijn en er weinig of geen regenval is (Hennessey et al., 2018). Hennessey et al. (2006) toonden aan dat door het sluiten van de graszoden in de vroege tot midden van de herfst, er kruidenmassa kan worden verzameld voor beweiding in de winterperiode. In Ierland wordt in de herfst de 60:40 regel gehanteerd om vee tot eind november te laten grazen en er ook voor te zorgen dat er begin februari gras beschikbaar is voor beweiding.

Tijdens het niet-weideseizoen is het belangrijk om begrazing te beheren, zodat de graszoden niet worden vernietigd door vorst of ijs of overbegraasd worden wanneer er nog steeds wordt begraasd, aangezien dit hun toekomstige productiviteit vermindert of het soortgehalte of de dichtheid vermindert omdat de graszoden mogelijk opnieuw moeten worden ingezaaid. Het kweken van graszoden om de graszoden te herstellen, kan leiden tot versterking van de bodem en de organische stof in de bodem, waardoor C vrijkomt en de capaciteit voor C-opslag afneemt.

Richtlijnen voor het beheer van weilanden tussen de groeiseizoenen zijn afhankelijk van het beweidingssysteem en de biofysische productieomstandigheden omvatten het klimaat. Een uitgesproken winterperiode met lage temperaturen vereist een zeker beheer in de herfst om de productiviteit van de weilanden op peil te houden. Het omvat het handhaven van de planthoogte binnen een bepaald bereik om vorstschade en schimmelinfecties te voorkomen. Op uitgestrekte weilanden met een hogere plantensoortenrijkdom kan begrazing ongelijkmatig over het gebied zijn verdeeld. Sommige planten of plantendelen kunnen door vee worden geweigerd vanwege een ongunstige soortensamenstelling. Typisch voor dergelijke sites, mulchen boeren om onkruid en de groei van kruidachtige planten en bomen te bestrijden. Om dezelfde reden kan mulchen soms worden aanbevolen, zelfs tijdens de groeiseizoenen. In het voorjaar zal het eggen van grasland de biomassaproductie activeren en mestplekken verspreiden (Hennessey et al., 2018).

4.4.7 Overwinterend vee op grasland

(Integraal uit Hennessy et al., 2018. Minipaper – *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

Het overwinteren van vleesvee heeft verschillende potentiële voordelen ten opzichte van huisvesting, maar deze moeten zeer zorgvuldig worden afgewogen tegen mogelijke zorgen voor bodem- en vegetatie-eigenschappen en voor dierenwelzijn. Overwinteren kan verschillende voordelen hebben, zoals lagere voer- en strooiselkosten, mits er enige beweiding beschikbaar is, huisvestingsvereisten, dierinfectie en broeikasgasemissies gerelateerd aan mestopslag en verspreiden. Overwinteren kan echter gepaard gaan met verlies van lichaamsgewicht (d.w.z. verminderde opname) en overmatige bodemverdichting en verlies van vegetatie (vee dat met de knie diep in de modder staat voor hun voer is niet acceptabel) en gerelateerde broeikasgasemissies (N₂O en CH₄ uit de bodem) en uitloging van voedingsstoffen. Overwinteren vereist dus een goede planning en voorbereiding op de meeste eventualiteiten.

4.4.8 Beheer voor jarenlang standhouden van graszoden

(Integraal uit Hennessy et al., 2018. Minipaper – *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

Een goed beheerde graszode kan erg persistent zijn en jarenlang productief blijven. **In een ideaal scenario, en om verschillende redenen, zou de vernieuwing van de graszoden tot een minimum worden beperkt.** Grasland opnieuw inzaaien is duur. Shalloo et al. (2011) meldden dat naarmate de persistentie van de graszoden afneemt, opnieuw moet worden ingezaaid en hoe vaker het opnieuw wordt ingezaaid, hoe duurder het is. Bovendien verstoort het doorzaaien de bodem en kan het resulteren in het vrijkomen van C uit de bodem. Creighton et al. (2016) vergeleken een conventionele methode voor het opnieuw zaaien van ploegen, zaaien en zaaien met een aantal minimale teeltmethoden (bestaande graszoden behandeld met glyfosaat gevolgd door drie methoden: direct boren, schijf- plus rotorkopeg, alleen rotorkopeg en de toepassing van diquat op de bestaande graszoden onderdrukken gevolgd door direct boren) en met een controle (oud blijvend grasland) en ontdekten dat, ongeacht de methode, alle opnieuw ingezaaide graszoden in het jaar van opnieuw zaaien een vergelijkbare of meer grasmassa produceerden dan de controle in het eerste jaar van volledige grasproductie na het opnieuw inzaaien.

Teagasc in Ierland heeft richtlijnen ontwikkeld voor het opnieuw inzaaien/vernieuwen van weiden in de Pocket Manual for Reseeding (<https://www.teagasc.ie/media/website/publications/2017/Reseeding-booklet.pdf>).

4.5 VOORBEELDEN VAN PROJECTEN

4.5.1 Inleiding

De Focus Group Grazing for Carbon beval de **ontwikkeling aan van regio-specifieke richtlijnen voor beweiding die de prestaties van de dierlijke productie optimaliseren en de vastlegging van C optimaliseren**, gezien het een sleutelgebied is voor verdere ontwikkeling. Zij zeggen verder dat de voordelen van bodem C in termen van bijv. bodemkwaliteit, efficiëntie van nutriëntegebruik, productiviteit moeten worden benadrukt om een mentaliteitsverandering te laten plaats vinden. Een voor de hand liggende manier om de kennis van belanghebbenden over bodem C en het belang ervan te vergroten, is 'laten zien en vertellen'. Enkele van de reeds gerealiseerde of in ontwikkeling zijnde projecten worden daarom toegelicht.

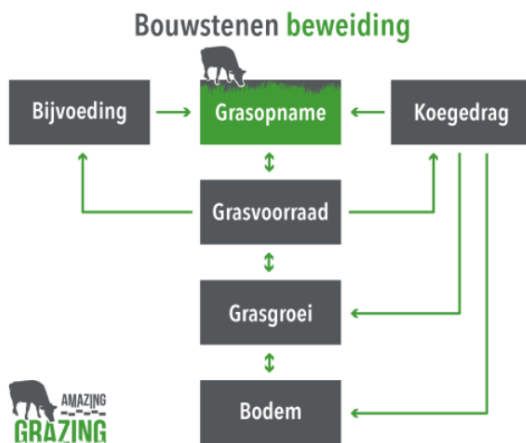
(Integraal, mits enkele weglatingen: uit Hennessy et al., 2018. Minipaper – *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

4.5.2 Amazing Grazing (Nederland)

- www.amazinggrazing.eu

Het project Amazing Grazing onderzoekt en onderbouwt oplossingen om beweiding te integreren in toekomstgerichte melkveebedrijven. Informatie wordt vertaald naar kennis, managementtools en concrete beweidingssystemen voor

gebruik in de praktijk. Amazing Grazing stimuleert daarmee de toepassing en ontwikkeling van beweiding in Nederland als onderdeel van de moderne beroepspraktijk, nu en in de toekomst.



Figuur 12: Bouwstenen Beweiding (Amazing Grazing 1.0, s.a)

4.5.3 PasturBase Ireland (Ierland)

(Integraal, mits enkele weglatingen: uit Hennessy et al., 2018. Minipaper – *Guidelines* – EIP-AGRI Focus Group Grazing for Carbon)

- www.pasturebaseireland.ie

PastureBase Ireland is een hulpmiddel ter ondersteuning van het nemen van beslissingen over graslandbeheer en een mechanisme om achtergrondgegevens over boerderijen vast te leggen. PastureBase Ireland slaat alle graslandmetingen op in een gemeenschappelijke structuur. Dit maakt het mogelijk de grasgroei en DM-productie (totaal en seizoensgebonden) te kwantificeren over verschillende bedrijven, graslandbeheersystemen, regio's en bodemsoorten met behulp van een gemeenschappelijk meetprotocol en methodologie. Het vastleggen, via de database, van graslandmetingen op landbouwbedrijven van onderzoeks- en commerciële landbouwbedrijven zal waardevolle strategische gegevens opleveren voor de graslandindustrie.

4.5.4 Grass 10 (Ierland)

- <https://www.teagasc.ie/crops/grassland/grass10/>

Grass 10 een meerjarige campagne (2017-2020) om het gebruik van gras op Ierse veehouderijen (melkveehouderij, rundvlees en schapen) te verhogen, met als doel 10 ton DM/ha/jaar gebruikt gras en 10 beweidingsronden/wei/jaar te behalen.

4.5.5 Project LIFE + PTD (Frankrijk) Dynamisch roterend beweidingsbeheer - Pâturage Tournant Dynamique

Project LIFE + PTD (Frankrijk) Dynamisch roterend beweidingsbeheer - Pâturage Tournant Dynamique - <https://www.life-ptd.com/>

Het doel van dit LIFE-project is om onder Franse omstandigheden een methode voor weidebeheer te benchmarken op basis van grasfysiologie. 120 boeren testen deze methode van weidebeheer op hun bedrijf. Over een periode van 5 jaar worden verschillende aspecten geëvalueerd om de impact van deze begrazingsbeheermethode te beoordelen op:

- 1) Koolstofvastlegging, regenwormenpopulatie en bodemstructuur en -samenstelling
- 2) Energieverbruik en uitstoot van broeikasgassen
- 3) Winstgevendheid en economische prestaties

- 4) Dierprestaties (gemiddelde dagelijkse groei of melkproductie)
- 5) Graslandproductie: voor elke beweiding worden er kruidenmonsters genomen om de jaaropbrengst en de voerkwaliteit te beoordelen.

le Pâturage Tournant Dynamique

Un projet soutenu par des fonds LIFE

Une herbe de qualité

Des économies d'engrais

Performances animales

Une économie de concentrés

Accompagnement individuel

Des suivis de groupes

Suivi scientifique du projet

Accompagnement à la mise en place

Limites de présence à 3 JOURS maximum.

Adapter le TEMPS DE REPOS selon la pousse de l'herbe (entre 20 et 100 jours)

Attendre le STADE 3 FEUILLES pour faire entrer les animaux dans la parcelle

Fig. 4. — Courbe de production et de consommation au pâturage.

Photosynthèse maximale

Développement racinaire

Restitution des réserves

Contact :

Logos: CAVEB, CIRAD, CIVAM, INRA, Université de Bourgogne, Pays de Gâtin, BOVINS CROISSANCE, NEVE-GEVDE, AGRObio, Solagro.

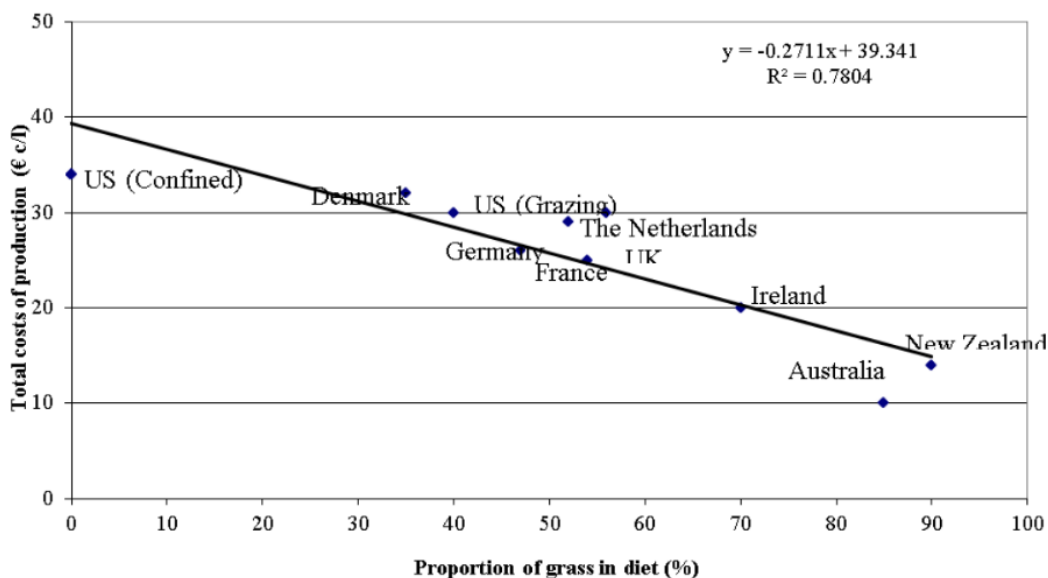
Figuur 13: Poster le Pâturage Tournant Dynamique (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020)

5 ECONOMIE VAN ROTEREND BEGRAZEN

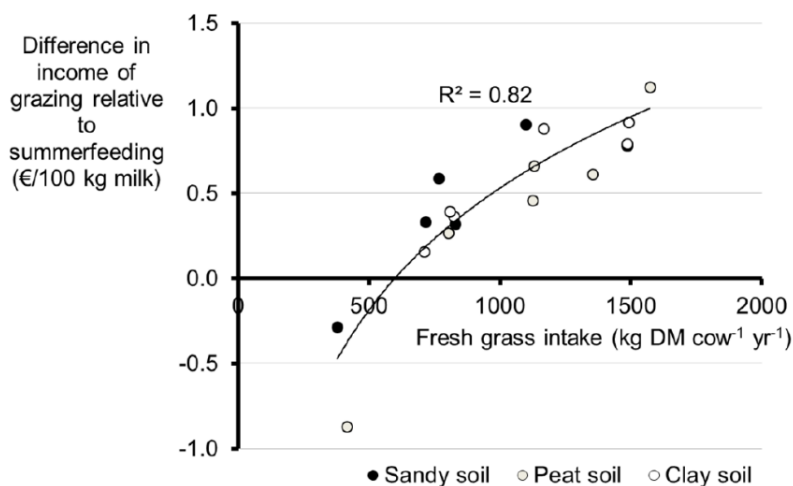
Uit Hennessy et al. 2018 (mini-paper: Guidelines): **Economie van begrazing**

Richtlijnen voor beweiding dienen overwegingen te bevatten van kosten en baten voor landbouwers en dienen als basis voor managementbeslissingen. De kosten omvatten variabele en vaste kosten zoals voor hekwerk, vee-transport, weilandonderhoud en vee-monitoring. Voordelen van beweiding zijn onder meer lagere huisvestingskosten, beperktere drijfmestopslag en -toepassingskosten, lagere oogstkosten, minder ruwvoeropslagkosten en een betere diergezondheid (Hennessy et al. 2018).

Dillon et al. (2005) toonden aan dat de totale productiekosten de neiging hebben om toe te nemen naarmate het aandeel begraasd gras in het melkproductiesysteem afneemt (Fig. 14). Shalloo (2009) toonde aan dat 44% van de variatie in melkproductiekosten in Ierland kan worden verklaard door de hoeveelheid gras die door de melkveestapel wordt gebruikt. Van den Pol-van Dasselaar et al. (2014) lieten zien dat het economische voordeel van beweiding in Nederland afhankelijk is van de vers-grasopname van grazende melkkoeien (Fig. 15). Weidegang was financieel aantrekkelijk als de grasopname hoger was dan 600 kg DS/koe/jr. Deze drempel kan per jaar variëren afhankelijk van de melkprijs en variabele kosten. Valt de opname van vers gras onder deze drempel, dan is beweiding minder rendabel dan het houden van de koeien in de stal.

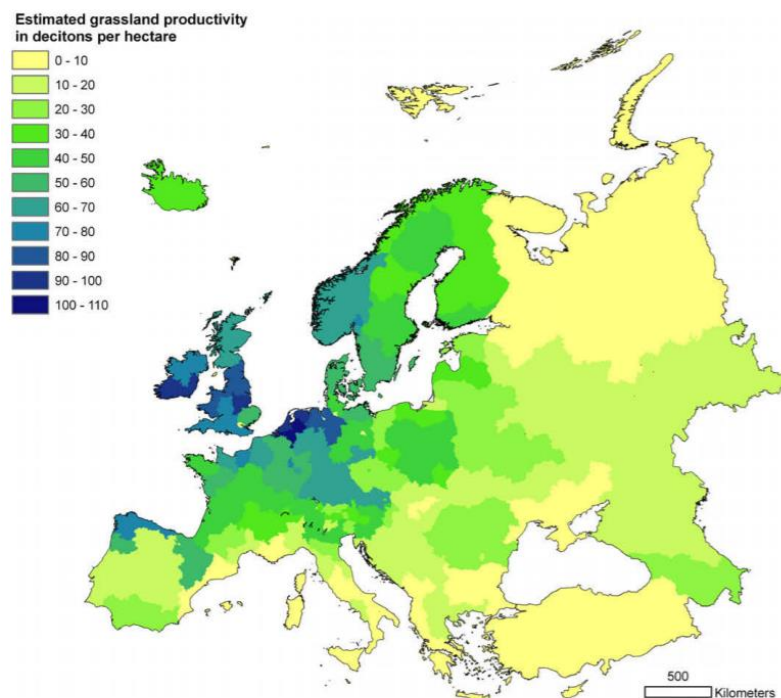


Figuur 14. Verband tussen totale productiekosten en aandeel gras in het voer van de melkkoe. (Dillon et al., 2005)



Figuur 15. Inkomen uit weidegang min inkomen met zomervoeding (vers gras in de stal) in verhouding tot de hoeveelheid vers gegraasd gras (kg DMI per koe per jaar) voor drie bodemsoorten in Nederland zoals gesimuleerd door het hele bedrijfsmodel DairyWise. Positieve cijfers duiden op een economisch voordeel voor beweiding (Van den Pol-van Dasselaar et al., 2014)

Vele studies tonen aan dat de graslanden in Europa een groot potentieel hebben om een kwalitatieve en goedkope bron van ruwvoer te zijn voor herkauwers. De hoogste productiviteit kan bereikt worden in de Atlantische zones waaronder in de Benelux zoals te zien in Figuur 16 (Smit et al., 2008; Stypinski, 2011). Gras is het goedkoopste voer. Men kan een hoge melkopbrengst verkrijgen uit een hoofdzakelijk op gras gebaseerd dieet, waardoor men directe kosten van de melk- en vleesproductie kan minimaliseren (Kennedy et al. 2003). De melkproductie van koeien in een op gras gebaseerd systeem is onder meer sterk afhankelijk van de efficiënte benutting van het grasland (Kennedy et al. 2003; Dillon et al. 1995). Een goede afstemming tussen de dieren en de beschikbare weidegang kan leiden tot meer netto-inkomsten (Beetz & Rinehart, 2010).

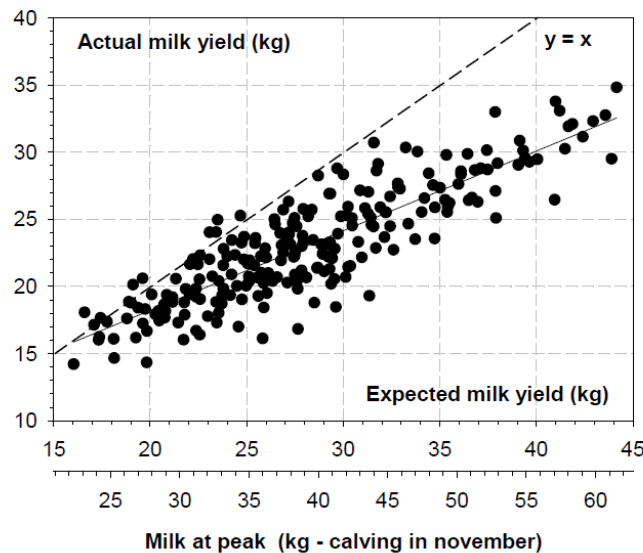


Figuur 16: Smit et al. (2008). De ruimtelijke verdeling van de productiviteit van grasland in Europa in deciton per hectare (dt/ha) waarbij 1 Deciton [dt]= 100 Kilogram [kg].

Grazen heeft voor- en nadelen, waardoor in vele Europese landen een trend wordt waargenomen naar minder begrazing tot zero-grazing (nul-begrazing). Zeker grootschalige bedrijven zoals hoogproductieve melkveehouderijen maken steeds minder gebruik van begrazing. Eén van de redenen hiervoor is om het dieet van de dieren beter te kunnen beheersen, want de opname van droge stof (DMI) en de opname van voedingsstoffen is beperkt wanneer dieren uitsluitend gevoerd worden met gras. Andere redenen kunnen de schaarste van de grond en de omvang van de kudde zijn, om het verlies aan mineralen te verminderen en de uitstoot van schadelijke enterische gassen te beperken, omwille van de arbeidsefficiëntie of door de grote toename in het automatisch melken (Van den Pol-van Dasselaar et al., 2008). In Denemarken vond men een 3% lagere melkopbrengst wanneer koeien op de weide werden gehouden in vergelijking met koeien die niet op de weide werden gehouden. Maar ondanks deze lagere melkopbrengst zijn de economische voordelen van op weilagronden gebaseerde systemen reeds aangetoond (Kristensen et al., 2005). Begrazing van weilanden zal in de toekomst de basis vormen voor duurzame melksystemen (Peyraud et al. 2004).

Het potentieel van de koe is medebepalend voor de melkgift. Koeien met een genetisch potentieel tot een hogere productiecapaciteit vereisen hiervoor een hogere dagelijkse behoefte aan energie en voedingsstoffen (Kristensen et al., 2005; Van Vuuren & Van den Pol-Van Dasselaar, 2006a). Peyraud et al. (2004) oppert dat vanaf 15kg melk, 60% per extra kg verwachte melkgift verkregen kan worden door de extra dagelijkse opname van weilengras (Kristensen et al. 2005). De beperking van de productiviteit van koeien die grazen is het gevolg van de lage vrijwillige opname van gras

en van de nutriënten profielen van de voeding die niet voldoen aan de nutriënten profielen die nodig zijn voor melkproducerende koeien. De melkproductie van koeien die uitsluitend grazen is lineair gekoppeld aan het potentieel van het dier zoals men kan zien in figuur 17 en de beperkingen door de opname tekorten zijn het meest duidelijk in de vroege lactatie. Het weidegras heeft in deze periode vaak een laag drogestofgehalte (DM) en een hoog ruw eiwitgehalte (CP) (Kennedy et al., 2003). Het tekort om aan de energievraag te voldoen moet worden opgevuld door een hogere kwaliteit van ruwvoer of een hogere opname van krachtvoer (L. Delaby et al., 2001; Luc Delaby et al., 2003).



Figuur 17: Peyraud et al. (2004). De melkopbrengst van koeien op gras zonder krachtvoer in verhouding tot de potentiële opbrengst (uitgedrukt in verwachte melkopbrengst of als melkopbrengst op piek) van de koe.

Koeien met een genetisch potentieel tot een hogere productiecapaciteit die gevoerd worden met uitsluitend gras, kunnen hun potentieel niet volledig tot uitdrukking brengen. Maar een onderzoek van Kennedy et al. (2003) suggereert dat hoge individuele prestaties haalbaar zijn, wanneer de koe in een op gras gebaseerd systeem, krachtvoer bijgevoerd krijgt. In dit onderzoek werden koeien met een hoge opbrengst melkopbrengst (HM) en koeien met een gemiddelde melkopbrengst (MM) verdeeld in 3 groepen: het lage krachtvoer systeem (LC); het middelhoge krachtvoer systeem (MC); en het hoge krachtvoer systeem (HC) (tabel 8). Het krachtvoer werd tweemaal per dag in twee gelijke porties individueel aangeboden in de melkstal. In de zomermaanden juli, augustus en september werd er geen krachtvoer gegeven omdat het grasaanbod dan voldoende was en de koeien reeds in een later stadium van de lactatie waren, maar in oktober werd er opnieuw krachtvoer gesupplementeerd. Dit onder andere omdat het grasaanbod terug afneemt in deze periode en het gras een lager DM-gehalte heeft.

Tabel 8: Kennedy et al. (2003). Krachtvoerstrategie (kg/koe per dag).

Feeding system ¹	Calving to turn out ²	Early March to late April ²	1st May to late June ³	July 1 to early Oct.	Early Oct to end of lactation
LC	5	3–4	0	0	0
MC	7.5	4–5	3	0	2
HC	10	6–7	6	4	4

¹LC = Low concentrate feeding level; MC = Medium concentrate feeding level; HC = High concentrate feeding level.

²Strategy for yr 2 and 3 only (yr 1 = all cows on 6 kg/cow per day during this period).

³0.4-kg/cow per day of a high calcined magnesium supplement was fed to LC group.

De koeien brachten de winter binnen door en kregen voor het afkalven ad libitum kuilgras aangeboden. Na het afkalven, maar nog voor ze naar de weide mochten, kregen zij kuilgras en krachtvoer aangeboden. Eind februari werden de dieren buiten op een roterend begrazingssysteem gezet. Weiderendementen voor de begrazing (> 4 cm) werden gehandhaafd tussen 1800 en 2100 kg DM/ha en het veranderen van weide gebeurde zodra een (post)begrazingshoogte van 6 tot 8 cm werd bereikt (tabel 9).

Tabel 9: Kennedy et al. (2003). Voor- en na begrazing grashoogten (cm) en opbrengsten van het grasland voor begrazing (kg DM/ha) van de door de koeien begraasde weiden tijdens elke inname-metperiode (MP).

Year	MP ¹	Item ²	Concentrate feeding levels ³				Prob >F ⁴ Feed
			LC	MC	HC	SE	
1	1	Pre-GSSH	...	...	...	...	...
		Post-GSSH	6.88	7.30	6.79	0.302	NS
		Pre-GHY	1886	2188	1960	134.3	NS
1	2	Pre-GSSH	...	...	...	...	...
		Post-GSSH	6.31	7.12	7.01	0.260	NS
		Pre-GHY	2192	2192	2228	122.3	NS
2	1	Pre-GSSH	25.88	25.62	24.84	0.993	NS
		Post-GSSH	6.94	7.04	6.97	0.326	NS
		Pre-GHY	2365	2440	2167	100.9	NS
2	2	Pre-GSSH	21.90	25.00	24.53	1.193	NS
		Post-GSSH	6.57	6.88	7.08	0.383	NS
		Pre-GHY	2114	2530	2610	114.4	NS
3	1	Pre-GSSH	23.30	24.20	21.30	1.103	NS
		Post-GSSH	6.82	6.70	6.58	0.239	NS
		Pre-GHY	2334	2227	2171	111.9	NS
3	2	Pre-GSSH	20.54	20.71	22.22	0.613	NS
		Post-GSSH	8.00	7.63	7.14	0.208	NS
		Pre-GHY	1919	1969	2080	97.3	NS

¹MP = Measurement period; 1 = early lactation yr 1, 2, and 3; 2 = late lactation yr 1, 2, and 3.

²Pre-GSSH = Pregrazing sward surface height, Post-GSSH = postgrazing sward surface height, and Pre-GHY = pregrazing herbage yield.

³LC = Low concentrate feeding level, MC = medium concentrate feeding level, HC = high concentrate feeding level.

⁴Feed = Effect of concentrate feeding level.

De chemische samenstelling van het geselecteerde gras was van hoge kwaliteit zoals men kan zien in tabel 10, met een hoge verteerbaarheid van de organische stof (OMD), met een hoog ruw eiwitgehalte (CP) en lage modified acid detergent fiber waarden (MADF).

Tabel 10: Kennedy et al. (2003). Chemische samenstelling van de grassen van per jaar en meetperiode.

Year	Nutrient composition (g/kg DM) ¹	Measurement periods ²					
		1			2		
		LC	MC	HC	LC	MC	HC
1	OMD	832.5 (0.02)	842.4 (0.06)	840.5 (0.02)	831.7 (0.02)	841.3 (0.06)	831.7 (0.02)
	CP	211.0 (7.82)	215.6 (5.68)	215.3 (8.62)	246.5 (5.2)	232.2 (14.2)	236.0 (5.9)
	MADF	207.6 (9.30)	210.0 (22.90)	211.2 (16.21)	206.9 (8.20)	207.2 (5.32)	209.0 (7.80)
	Ash	83.7 (11.61)	87.5 (7.38)	82.7 (1.92)	80.5 (14.32)	87.6 (9.14)	88.9 (11.55)
2	OMD	860.3 (0)	857.2 (0)	867.6 (0)	838.6 (0)	844.1 (0)	839.9 (0)
	CP	217.0 (6.8)	229.9 (2.7)	224.2 (4.09)	257.8 (3.6)	264.0 (2.8)	260.0 (6.0)
	MADF	236.8 (6.8)	224.6 (6.6)	224.0 (1.3)	251.3 (4.9)	244.0 (4.0)	251.0 (18.0)
	Ash	90.5 (1.00)	92.0 (0)	97.0 (0)	93.5 (3.0)	101.0 (2.0)	99.5 (3.0)
3	OMD	856.2 (0)	860.7 (0)	867.3 (0)	819.9 (0)	815.1 (0)	823.6 (0)
	CP	201.1 (13.94)	188.9 (3.29)	196.0 (0.55)	237.3 (4.28)	223.5 (23.04)	182.71 (7.02)
	MADF	258.3 (18.54)	206.9 (38.30)	254.3 (57.94)	223.9 (4.61)	214.64 (1.10)	219.63 (0.77)
	Ash	88.1 (6.80)	78.8 (2.41)	80.49 (1.21)	79.8 (1.32)	76.7 (7.46)	78.40 (2.94)

¹OMD = Organic matter digestibility, MADF = modified acid detergent fiber.

²1 = early-lactation measurement period, 2 = late-lactation measurement period, LC = low concentrate feeding level, MC = medium concentrate feeding level, HC = high concentrate feeding level.

Het genotype had een significant effect op alle melkproductieparameters in zowel de eerste meetperiode (Tabel 11) als de tweede meetperiode (Tabel 12). De hoogproductieve melkkoeien hebben, in de vroege lactatie op de weide,

een hoge opname van droge stof uit gras (GDMI) van 17 kg en kunnen, onder goede begrazingscondities, een melkproductie van 30 kg/dag halen. De resultaten uit Tabel 11 en 12 suggereren dat de supplementatie met krachtvoer leidt tot een lagere vervangingsgraad (0,4 tot 0,6 kg vermindering van GDMI/kg toename van krachtvoer DM inname) en een hogere melkopbrengst bij hoogproductieve melkkoeien dan wat eerder al werd gepubliceerd bij laagproductieve koeien. Hoogproductieve melkkoeien hadden de hoogste dagelijkse opbrengst aan melk, vet, eiwit en lactose en de koeien met een gemiddelde melkopbrengst hadden de concentraties aan melkvet, eiwit en lactose.

Tabel 11: Kennedy et al. (2003). Effect van genotype en voedersysteem op de prestaties van de koe in de vroege lactatie (n = 288).

Item ¹	MM ²			HM ³			SE	Prob > F ⁴						
	LC	MC	HC	LC	MC	HC		Feed			Geno × feed			
								Geno	Feed	G × F	L	Q	L	Q
CI, kg DM/d	0.4	2.7	5.4	0.4	2.7	5.4								
Yield kg/d	25.0	27.5	30.0	29.5	31.2	35.0	0.35	***	***	NS	***	NS	NS	NS
SCM, kg/d	22.6	25.5	26.9	25.7	27.5	30.7	0.34	***	***	*	***	NS	NS	*
Fat, kg/d	0.92	1.05	1.06	1.03	1.10	1.22	0.018	***	***	**	***	NS	NS	*
Protein, kg/d	0.82	0.92	1.00	0.95	1.03	1.15	0.010	***	***	NS	***	NS	NS	NS
Lactose, kg/d	1.18	1.31	1.45	1.38	1.46	1.65	0.020	***	***	NS	***	NS	NS	NS
Fat, g/kg	37.1	38.5	35.3	34.9	35.1	35.0	0.56	***	*	*	NS	**	NS	*
Protein, g/kg	33.1	33.7	33.7	32.2	33.0	32.9	0.27	**	*	NS	*	NS	NS	NS
Lactose, g/kg	47.1	47.5	48.2	46.8	46.8	47.1	0.19	***	NS	*	***	NS	*	NS
GOMI, kg/d	14.54	13.32	11.95	15.46	14.34	13.04	0.262	***	***	NS	***	NS	NS	NS
TOMI, kg/d	15.10	15.73	16.73	15.80	16.68	17.81	0.245	***	***	NS	***	NS	NS	NS
GDMI, kg/d	15.91	14.53	13.03	16.93	15.51	14.15	0.285	***	***	NS	***	NS	NS	NS
TDMI, kg/d	16.54	17.28	18.33	17.31	18.10	19.49	0.266	***	***	NS	***	NS	NS	NS
DIET DMD	0.772	0.769	0.764	0.774	0.773	0.761	0.0026	NS	***	NS	***	NS	NS	NS
DIET, OMD	0.800	0.803	0.794	0.800	0.805	0.791	0.0023	NS	***	NS	**	***	NS	NS
Weight, kg	531	545	567	544	547	564	5.9	NS	***	NS	***	NS	NS	NS

¹CI = Concentrate intake, GOMI = grass OM intake, TOMI = total OM intake, GDMI = grass DM intake, TDMI = total DM intake, DIET DMD = DM digestibility, DIET OMD = OM digestibility (g of digestible DM/kg of DM).

²MM = Medium merit, LC = low concentrate feeding level, MC = medium concentrate feeding level, HC = high concentrate feeding level.

³HM = High merit.

⁴Geno = Effect of genotype; Feed = effect of feeding system; G × F = effect of interaction between genotype and feeding system; L = linear; Q = quadratic.

* $P \leq 0.05$.

** $P \leq 0.01$.

*** $P \leq 0.001$.

Tabel 12: Kennedy et al. (2003). Effect van genotype en voedersysteem op de prestaties van de koe in de late lactatie (n = 288).

Item ¹	MM ²			HM ³			SE	Prob > F ⁴				
	LC	MC	HC	LC	MC	HC		Geno	Feed	G × F	Contrast	
											(LC + MC/2) v HC	LC v MC
CI, kg DM/d	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	3.6						
Yield, kg/d	19.9	19.7	22.5	22.8	22.1	25.9	0.35	***	***	NS	***	NS
SCM, kg/d	18.4	18.9	20.7	20.6	20.3	23.5	0.30	***	***	NS	***	NS
Fat, kg/d	0.77	0.81	0.84	0.85	0.84	0.95	0.020	***	***	*	***	NS
Protein, kg/d	0.69	0.71	0.80	0.79	0.77	0.91	0.011	***	***	NS	***	NS
Lactose, kg/d	0.91	0.89	1.04	1.03	1.00	1.17	0.017	***	***	NS	***	NS
Fat, g/kg	38.8	41.4	37.3	37.3	38.4	37.3	0.64	**	**	NS	NS	**
Protein, g/kg	35.1	36.0	35.7	34.7	34.8	35.4	0.31	*	NS	NS	*	NS
Lactose, g/kg	45.8	45.4	46.6	45.3	44.9	45.3	0.20	***	**	NS	*	NS
GOMI, kg/d	15.11	15.25	13.93	16.44	16.03	14.58	0.249	**	***	NS	***	NS
TOMI, kg/d	15.20	15.30	17.00	16.44	16.03	17.75	0.252	**	***	NS	***	NS
GDMI, kg/d	16.57	16.75	15.29	18.04	17.61	16.00	0.275	**	***	NS	***	NS
TDMI, kg/d	16.70	16.80	18.73	18.04	17.61	19.55	0.277	**	***	NS	***	NS
DIET DMD	0.775	0.775	0.789	0.777	0.767	0.782	0.0034	NS	***	NS	**	NS
DIET OMD	0.793	0.799	0.801	0.795	0.790	0.805	0.0031	NS	***	NS	***	NS
Weight, kg	562	561	581	546	564	591	5.9	NS	***	NS	***	NS

¹CI = Concentrate intake, GOMI = grass OM intake, TOMI = total OM intake, GDMI = grass DMI, TDMI = total DMI, DIET DMD = DM digestibility, DIET OMD = OM digestibility (g of digestible DM/kg of DM).

²MM = Medium genetic merit, LC = low concentrate feeding level, MC = medium concentrate feeding level, HC = high concentrate feeding level.

³HM = High genetic merit.

⁴Geno = Effect of genotype; Feed = effect of feeding system; G × F = effect of interaction between genotype and feeding system.

* $P \leq 0.05$.

** $P \leq 0.01$.

*** $P \leq 0.001$.

6 PLANTENINTERACTIES EN DIVERSITEIT REGULEREN KOOLSTOFVASTLEGGING IN GRASLANDEN

Grassen hebben een uitgebreider wortelingssysteem dan andere functionele plantensoorten, en verplaatsen koolstof diep in de grond (Kuzakov & Domanski, 2000; Saugier et al., 2001). Sommige grassensoorten hebben diepe wortels, waardoor organisch materiaal wordt geïntroduceerd op bodemdiepten waar de afbraaksnelheden worden verminderd (Garcia-Pausas et al., 2008; Dignac et al., 2017). Voorbeelden van worteldiepten zijn 0,84 meter voor gramgrassen (*Bouteloua gracilis*), 1,60 meter voor baardgras (*Polypogon monspeliensis* (L. Desf.)), 1,19 meter voor bromgras (*Bromus scop.*), 1,01 meter voor pluimgas (*Stipa L.*) en 1,34 meter voor tarwegras (*Agropyron cristatum Gaertsn.*) (Fan et al., 2017).

Verschillende worteldieptes bevorderen ook een betere opvang van hulpbronnen (water en nutriënten) en bodemdrainage met bijbehorende voordelen in termen van bodemstructuur, waterabsorptie en graslandproductiviteit. In een langlopend graslandexperiment verklaarde het aandeel diepwortelbiomassa de variatie in productiviteit, zelfs nadat rekening werd gehouden met de aanwezigheid/ overvloed van peulvruchten en een grotere stikstofbeschikbaarheid in diverse percelen (Mueller et al., 2013; Sebastia et al., 2018).

Plant-microbiële interacties kunnen van belang zijn voor de bodemorganische koolstofdynamiek in de bodem van grasland (Lorenz & Lal, 2018; Rumpel, 2011; De Vries et al., 2015; Fontaine & Barot, 2005) en zowel tot stabilisatie als destabilisatie leiden van de bodemorganische koolstof, dit wordt echter nog slecht begrepen (Lorenz & Lal, 2018; Cheng & Kuzakov, 2005). Organische koolstof wordt opgeslagen in de bodem wanneer er een positieve balans is tussen de in- en uitstroom van het ecosysteem (Sebastia et al., 2018; Wardle et al., 2012) bekomen door bijvoorbeeld rhizodepositie en mycorrhiza schimmels (Lorenz & Lal, 2018).

Rhizodepositie beschrijft de afgifte van organische koolstofverbindingen door wortels waarbij grote hoeveelheden koolstof worden afgegeven door exsudaten en een kleine afgifte plaatsvindt door slijm en afgestoten wortelgrenscellen (Nguyen, 2009). De C-stroom in de rhizosfeer is extreem complex, doordat het sterk afhankelijk is van plant en omgeving en ook zowel ruimtelijk als tijdelijk langs de wortel varieert. Dit wil zeggen dat de hoeveelheid en type rhizodeposities zeer contextspecifiek is (Lorenz & Lal, 2018; Jones et al. 2009). Mycorrhizaschimmels leven in symbiose met de wortels van planten. De effecten van zowel arbusculaire mycorrhiza (AM-schimmels) als ectomycorrhiza (EM) op de bodemorganische koolstofbestanden zijn echter slecht begrepen (Lorenz & Lal, 2018; Soudzilovskaia et al. 2015).

Plantendiversiteit zou gedeeltelijk de microbiële activiteit van de bodem aansturen (Steinauer et al., 2015; Sebastia et al., 2018) en uit onderzoek met experimentele graslanden is aangetoond dat een verhoogde plantendiversiteit de opbrengst (Kirwan et al., 2007; Hector et al., 1999) en bodemorganische koolstofopslag kan verhogen (Fornara & Tilman, 2008; Lange et al., 2015), en de uitstoot van broeikasgassen zowel uit de bodem (Ribas et al., 2015) als uit vee per eenheid voeropname verminderen (Enriquez-Hidalgo et al., 2014; Sebastia et al., 2018). Daarom verwachten Sebastia et al. (2018) dat het beheer van graslanden voor een hoge plantendiversiteit de bodemorganische koolstoftoevoer kan verbeteren.

Daarnaast heeft begrazing het vermogen om vegetatie te veranderen door de ecofysiologie van planten (Theodoridou et al., 2011; Matthew & Techio, 2017), soortenrijkdom (de Bello et al., 2007), gemeenschapssamenstelling (Sebastia et al., 2008; Borer et al., 2017; Bagchi & Ritchie, 2010) en structuur (Rook et al., 2004; Sebastia et al., 2011) en functionele eigenschappen (Diaz et al., 2007; Laliberté & Tylianakis, 2012) te wijzigen. Die kunnen op hun beurt niet alleen de productiviteit van graslanden beïnvloeden, maar ook de afbraak van bodemorganische stof. Daarom zijn er voordelen bij het onderzoeken van de optimale plantensoorten voor de beste mengsels die de productiviteit en de opslag van koolstof in de bodem onder begraasomstandigheden in de verschillende Europese pedoklimatologische omgevingen maximaliseren. Het is relevant om te onderzoeken hoe graslandbeheer (bv. begrazing, maaien, bemesting, zaaien, kalktoevoeging) die mengsels en de interacties tussen beheer en pedoklimaat beïnvloedt (Sebastia et al., 2018).

Volgens Sebastia et al. (2018) zijn verandering in landgebruik en begrazingsintensiteit de meest onderzochte managementonderwerpen in relatie tot bodemorganische koolstof in grasland (Conant et al. 2017; 2001), maar er zijn veel andere aspecten van weidebeheer bekend om graslandvegetatie te beheersen (Sebastia et al., 2011; Sebastia &

Bello, 2008), en waarvan de rol bij bodemorganische koolstofopslag nog moet worden verduidelijkt. Deze omvatten het type weidegang (wisselend, continu, seizoensgebonden...) en het type vee en diversiteit. Dienovereenkomstig blijft de vraag of alle plantensoorten even geschikt zijn om te mengen (Brophy et al., 2017; Crème et al., 2016), wat zijn de wenselijke planteigenschappen die in mengsels moeten worden gecombineerd om optimale voordelen te bereiken, en de langetermijneffecten van begrazingsbeheer en pedoklimatologische omstandigheden op geselecteerde soortenmengsels. Bovendien zijn er, naast ecologische en agronomische kwesties, enkele praktische kwesties die moeten worden aangepakt, waaronder de beschikbaarheid van zaden en de kosten voor mogelijke mengsels (Muir et al., 2011), met name bij het gebruik van inheemse soorten (Oliveira et al., 2014), en kosten-batenanalyse van mengsels (Davis, 2016).

In Huyghe et al. (2014b) werd naar de opinie gevraagd van de onderzoeker in grassoorten en graskweker Beat Boller over de objectieven en criteria voor grassoortenkweek en hoe hij de balans vindt tussen biomassa productie, voedingswaarde en adaptatie. Boller zegt dat alle drie belangrijke criteria zijn, maar adaptie is zeker in de context van klimaatverandering het eerste objectief. Daarnaast vindt hij de voedingswaarde belangrijker dan de productie van biomassa, vooral in grassoorten die goed zijn aangepast aan droge zomers zoals kropaar (*Dactylus*, enz.), maar met een mindere voedingswaarde. Dit is ook zo voor rode klaver dat een lagere kwaliteit heeft dan witte klaver. Ook dient door de klimaatsverandering rekening gehouden te worden met opkomende ziektes die voorheen niet in bepaalde regio's voorkwamen zoals roest in raaigras in Ierland en Anthracnose in rode klaver.

Op de vraag wat zijn kweekobjectieven zijn met betrekking tot vlinderbloemige soorten, secundaire grassen en kruiden zoals chicorei en hoe hij hun belang ziet in de toekomst in landbouwsystemen ziet Boller limitaties in de genetische aanpassing van bepaalde soorten. Zo toont Engels raaigras een gevoeligheid voor drogere condities en verdere adaptatie zal nog moeilijk kunnen worden bekomen. Hierdoor zullen we genoodzaakt zijn om verschillen tussen soorten te exploiteren om tot een grasland te komen met de best aangepaste variaties. Daar zal dus ruimte zijn voor secundaire grassen en vlinderbloemigen, zeker omdat vlinderbloemige soorten zeer complementair zijn met grassen omwille van hun chemische compositie en hoge fixatie van stikstof. Voor kruiden moet nog gekeken worden of dit complementair is met grassen en vlinderbloemigen in intens beheer en ze een werkelijk positieve bedrage leveren. Echter, voegt hij hieraan toe dat de rol van kruiden in natuurlijke graslanden evident is en vlinderbloemige soorten het niet zo goed doen.

Vervolgens werd Boller gevraagd hoe hij lange termijn objectieven zoals de klimaatsverandering integreert in zijn onderzoek en werk als graskweker. Hierop zegt hij dat het onderzoek zal moeten toegespitst worden op meer robuuste variaties en soorten, met lagere vereisten. Mengsels zijn zonder enige twijfel een manier om betere adaptatie te bekomen. Dankzij de variatie in soorten kan het beste gebruik gemaakt worden van groeicondities en is men beter bestand tegen harde condities.

Volgens Sebastia et al. (2018) is een ander kenmerk van belang bij begrazing voor koolstof, namelijk de fotosyntheseroute van grassen. Grassen kunnen behoren tot de C3 of de C4 fotosynthetische route. Bij planten met een C4-fotosynthese werd een snellere dagelijkse groei waargenomen in vergelijking met grassen met C3-fotosynthese. De snellere groei van C4-grassen heeft o.a. te maken met ander bladweefsel (bv. minder dik weefsel, vasculaire structuur), waardoor er in vergelijking met C3-grassen, meer bladeren kunnen worden geproduceerd voor dezelfde koolstofkosten in nutriëntrijke bodems. Daarnaast investeren C4-grassen in grotere wortelbiomassa dan C3-grassen. Voor de meeste plantensoorten, waaronder de C3-grassen, reduceert de investering in een groot wortelstelsel de koolstofbeschikbaarheid voor groei. Planten met een C4 fotosynthetische route hebben dit niet, zodat zij tot 54% meer biomassa kunnen investeren in wortels dan C3 planten (Lorenz & Lal, 2018; Atkinson et al., 2016). Verder maken C4 planten efficiënter gebruik van water (Lorenz & Lal, 2018; Taylor et al., 2010).

C4-voedergrassen worden nu vooral gevonden in gebieden met een warm en droog klimaat en zijn meer productief in gebieden met een maandelijkse temperatuur boven de 22 °C voor op zijn minst 1 maand (Monfreda et al., 2008) en dit in tegenstelling tot C3-grassen die meer productief zijn bij temperaturen onder de 22 °C (Collatz et al., 1998). Hun efficiënter gebruik van water geeft ze een voordeel in hete, droge condities en dit toont aan hoe belangrijk ze zijn in droge gebieden met een lage tot matige output (Monfreda et al., 2008). Patronen van C3 en C4-grassen zullen waarschijnlijk de patronen afgeleid van de gemiddelde maandelijkse temperatuur volgen (Lorenz & Lal, 2018, p. 179) en adaptatie is mogelijk (Atkinson et al., 2016), een toename van C4-grassen in Europese graslanden wordt dan ook verwacht door de klimatologische opwarming (Sebastia et al., 2018).

Met betrekking tot de interactie tussen de fotosyntheseroute en de begrazingsintensiteit is waargenomen dat mengsels die gedomineerd worden of C4-grassen bevatten koolstof fixeren, en C3-graslanden de bodemorganische koolstofopslag doen verminderen, bij hoge bezettingsintensiteiten (McSherry & Ritchie, 2013; Abdalla et al., 2018).

7 BELEID EN STIMULANSEN

In de overeenkomst over de reformatie van het Europees Landbouwbeleid (CAP) voor de periode van 2023-2027¹ zijn 9 sleutelobjectieven geformuleerd. In het focuspunt Efficiënt bodemmanagement² en Landbouw en klimaatsverandering³ is de doelstelling voor het behoud en cumulatieve van CO₂ in (grasland)bodem opgenomen. Eveneens past dynamisch roterend begrazen in het objectief Biodiversiteit in landbouwlandschappen⁴.

In de toekomst zal bijgevolg het belang van de bodemkoolstofbestanden (voor behoud en opslag) toenemen. Conservering, restauratie en verbeterde landbeheeracties die de koolstofopslag verhogen en/of broeikasgas emissies vermijden in graslanden zijn immers natuurlijke klimaatoplossingen (Griscom et al., 2017). Volgens Lorenz & Lal (2018) omvat “klimaatbestendige” landbouw *“de integratie van adaptieve en veerkrachtige praktijken in de landbouw die het vermogen van het agro-ecosysteem om te reageren op verschillende klimaatgerelateerde verstoringen door weerstand te bieden aan schade en te zorgen voor snel herstel.”* (Lorenz & Lal, 2018; Rao et al., 2016). Onder verstoringen zijn droogte, overstroming, hitte/koude golf, grillig regenpatroon, uitbraken van plagen en andere bedreigingen veroorzaakt door de verandering van het klimaat. Veerkracht is het vermogen van het systeem om weerstand te bieden en omvat in wezen het oordeelkundig en beter beheer van natuurlijke hulpbronnen, land, water en bodem door toepassing van de beste managementpraktijken (Lorenz & Lal, 2018).

In graslanden kan bodemorganische koolstofvastlegging worden verhoogd door een optimale bezettings-/begrazingsdichtheid. Voorkomen van conversie en degradatie van vooral inheemse graslandecosystemen zijn eveneens een sterk mitigatiealternatief, aangezien de bodemorganische koolstofvoorraden veel groter zijn dan die van hun agrarische tegenhangers. Omgekeerd, herstel van marginale of aangetaste gronden tot grasland kan ook de bodemorganische koolstofvoorraden verhogen (Lorenz & Lal, 2018). De uitvoering van op de bodem gebaseerde activiteiten ter beperking van broeikasgassen bevindt zich echter in een vroeg stadium, en het nauwkeurig kwantificeren van emissies en reducties is een grote uitdaging (Paustian et al. 2016). Internationale normen zijn nodig om rekening te houden met veranderingen in bodemorganische koolstofvoorraden en BKG-emissiefluxen van bodems om kwaliteit en vergelijkbaarheid te waarborgen van gegevens (Bispo et al. 2017). (grootschalige) ‘koolstoflandbouw’ wordt door sommigen bepleit als de beste optie voor het stabiliseren of verminderen van de atmosferische CO₂-niveaus (Becker & Lawrence, 2014). ‘Koolstoflandbouw’ verwijst naar een systeem of landbouwpraktijken die koolstof sekwestreren voor aanpassing en mitigatie van de klimaatsverandering om ecosysteemgoederen en diensten te verbeteren en de koolstofkredieten te verhandelen voor economisch gewin (Toensmeier, 2016)

Een voorbeeld van grootschalige koolstoflandbouw in Australië wordt toegelicht in Lorenz & Lal (2018). Koolstoflandbouw is voorgesteld als een belangrijk onderdeel in de inspanningen van Australië om broeikasgas-emissies te verminderen (Dumbrell et al. 2016). Het Carbon Farming Initiative (CFI) werd geïntroduceerd in 2011 (Parlement van het Gemenebest van Australië, 2011). Dit CFI maakte de creatie mogelijk van handelbare Australische Carbon Credit Units (ACCU's) afgeleid uit de hele ecosysteemsector via baseline- en kredietactiviteiten op projectniveau (van Oosterzee, 2012). Het is de eerste nationale compensatieregeling ter wereld die heel breed land- en bosbouwprojecten omvat. Het CFI heeft de capaciteit om de kosten aanzienlijk te verlagen om de mitigatiedoelstellingen van Australië te halen en duurzamere landbeheerpraktijken te promoten (Macintosh en Waugh, 2012). In 2014 is het CFI opgegaan in het nieuwe beleidskader: de Emissies Reductiefonds (ERF; Parlement

¹ European Commission (2021). New CAP: 2023-2027 – Key policy objectives of the new CAP: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/new-cap-2023-27/key-policy-objectives-new-cap_en

² European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Efficient soil management: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-5-soil_en.pdf

³ European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Agriculture and Climate Mitigation: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-4-agriculture-and-climate-mitigation_en.pdf

⁴ European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Biodiversity and Farmed landscapes: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-6-biodiversity_en.pdf

van het Gemeenebest van Australië, 2014). Het ERF werkt als een omgekeerde veilingregeling; d.w.z. bedrijven, waaronder landbouwbedrijven, worden uitgenodigd om de koolstofpraktijken te specificeren die ze bereid zijn te ondernemen. De overheid financiert de geselecteerde projecten. De koolstof landbouwpraktijken omvatten: het beschermen van inheemse vegetatie tegen ontbossing; het vastleggen van bodem C in beweidingssystemen; vermindering van de uitstoot van vee door middel van veranderingen in voer; en het verminderen van emissies door verbeterd brandbeheer in noordelijke savannegebieden (Dumbrell et al. 2016). Sinds 2017 nemen boeren in Victoria en Zuid-Australië deel aan een van 's werelds eerste programma voor het opvangen van koolstof om een nieuwe bron van inkomsten te genereren (<http://www.abc.net.au/news/rural/2017-08-11/koolstofboeren-kritiek-overheid/8796256>). Voor bodemkoolstof worden boeren ongeveer AU\$10 betaald voor elk koolstofkrediet op basis van hoeveel koolstof ze gedurende een periode van 10 jaar in hun bodem kunnen vastzetten.

Dichterbij beschrijven Rocha Correa et al. (2018) in hun mini-paper – *Incentives* (EPI- AGRI – Focus Group Grazing for Carbon) strategieën voor het stimuleren van koolstofvastlegging voor graslanden op maat van (nationaal/gewestelijk) Europese landen en daarom is onderstaande informatie integraal overgenomen en vertaald uit Rocha Correa et al. (2018).

7.1 INLEIDING

Graslanden zijn een belangrijke biologische hulpbron van Europa die vanuit milieu-, economisch en sociaal oogpunt een belangrijke rol spelen. Ze beslaan 20% van het EU-oppervlak en vormen het belangrijkste voedermiddel voor vee. Verder kunnen graslanden de biologische diversiteit en meerdere ecosysteemdiensten ondersteunen, zoals landschappen met cultureel erfgoed, natuurlijke watercycli en voedingsstoffen. In het bijzonder hebben ze een groot potentieel voor koolstofvastlegging.

Koolstof stroomt in terrestrische bodemvoorraden door CO₂ uit de atmosfeer te verwijderen, wat de klimaatverandering matigt, rekening houdend met de huidige verhoogde CO₂-concentraties in de atmosfeer van ongeveer 400 ppm. Koolstofvastlegging is van maatschappelijk belang, maar gezien de gunstige effecten van organische koolstof in de bodem, ook interessant voor boeren (Lal, 2004). Koolstofvastlegging is afhankelijk van vele klimatologische en bodemvormende factoren, evenals de vegetatie. Dit effect is ook bijzonder relevant in weilanden, die op veel plaatsen in de wereld het potentieel hebben om koolstofniveaus bijna zo hoog als in bossen op te slaan (Guo & Gifford, 2002).

Naast de voordelen van graslanden voor meerdere belanghebbenden, zijn er meerdere strategieën voor het stimuleren van koolstofvastlegging in weiden (Smith et al., 2008, Conant et al., 2017). De landbouwer speelt meestal een centrale rol in de meeste van die strategieën. Het is de producent die verantwoordelijk is voor het beheer van land op een manier die bevorderlijk is voor het verhogen van de koolstofvastlegging en toezicht houdt op de langdurige opslag. Daarom moet een analyse van prikkels voor landbouwers om koolstof vast te leggen de motivaties identificeren die mogelijk een rol spelen bij het aannemen van dergelijke beheersmethoden.

Het doel van deze minipaper is om voorbeelden te schetsen en te presenteren van de belangrijkste prikkels die kunnen en worden gebruikt om de acceptatie van weidepraktijken te bevorderen.

7.2 SOORTEN PRIKKELS

Stimulansen worden gedefinieerd als directe drijfveren van acties die C-sekwestratie bevorderen (Tabel 13). Acties worden geïnitieerd door verschillende actoren (bijvoorbeeld de overheid, openbare autoriteiten, private bedrijven, consumenten, het maatschappelijk middenveld (Tabel 13) of zelfs door veranderingen in natuurlijke productieomstandigheden (bijvoorbeeld bodemerosie, droogte). Boeren kunnen bijvoorbeeld door droogte vatbaarder zijn voor veranderingen in beheer, bv. om de organische koolstof in de bodem en het bijbehorende waterhoudend vermogen te vergroten.

Motieven achter de besluitvorming op bedrijfsniveau over managementpraktijken worden beïnvloed door vele componenten. Merk op dat de sociologische overwegingen buiten het bereik van dit artikel vallen. We beschouwen vier soorten motivaties achter prikkels in dit artikel (tabel 13).

Tabel 13: Tools voor incentives, actoren, motivaties en relatie tot koolstofvastlegging

Incentives	Actors	Motivation	Currently applied for carbon sequestration
1. Command and control policies	Gov	Compliance with norms	...
2. Subsidies	Gov Civ	Economic reasoning	☒
3. Taxes	Gov	Economic reasoning	...
4. Carbon markets	Gov	Economic reasoning	☒
5. Innovation policy	Gov	Economic reasoning	...
6. Knowledge transfer	Gov Priv Civ	Intrinsic motivation Economic reasoning	☒
7. Labelling	Gov Priv Civ	Economic reasoning	
8. Insurance services	Gov Priv	Economic reasoning	...
9. Private production standards	Priv	Economic reasoning	☒
10. Social norms	Gov Civ	Intrinsic motivation Compliance with norms	...

¹ Gov: governments; Priv: Private market partners and consumers; Civ: Civil society

7.2.1 Hulpmiddelen voor prikkels

1) Command & control-beleid wordt opgesteld door overheden en is verplicht voor boeren. Het beleid kan drempels stellen voor outputindicatoren of managementnormen definiëren. Het belangrijkste voordeel is dat van alle landgebruikers binnen het bereik van het beleid kan worden verwacht dat zij hun beheer volgens de regels aanpassen, mits voldoende toezicht en handhaving. Nadelen zijn de kosten voor handhaving, een risico van demotiverend vrijwillig gedrag, economische inefficiënties en het risico van brede toepassing van contraproductieve regels. Deze voorschriften kunnen voorkomen dat de bodem wordt aangetast of kunnen C-vastlegging in de bodem bevorderen, hoewel directe verbanden tussen de wettelijke voorschriften en C-vastlegging van geval tot geval moeten worden onderzocht. Goed voorbeeld?!

2) Economische (beleids) instrumenten kunnen verplicht zijn (alleen indien gemaakt door overheden) of vrijwillig voor boeren. De meeste economische instrumenten worden gecreëerd door overheden, maar er zijn ook voorbeelden voor subsidies die door NGO's worden verstrekt. Een groot verschil met het command & control-beleid is dat ze rekening houden met verschillende marginale kosten van bedrijven bij het leveren van milieudiensten. Bedrijven met lage marginale kosten worden gestimuleerd om meer diensten aan te bieden dan bedrijven met hogere marginale kosten. In het geval van vaste subsidies die worden betaald voor elke eenheid gesekwestreerde koolstof, zouden boeren met lage marginale opslagkosten waarschijnlijk meer deelnemen aan dit programma dan boeren met hoge marginale kosten. Als gevolg hiervan kan hetzelfde niveau van een milieudienst, zoals gesekwestreerde koolstof, worden bereikt tegen lagere totale kosten voor een samenleving in vergelijking met het beleid voor commandovoering. De economische beleidsinstrumenten verschillen met betrekking tot de welvaartswinst voor individuele maatschappelijke actoren, die afhankelijk is van de verdeling van eigendomsrechten.

Subsidieregelingen, zoals agromilieuprogramma's, zijn over het algemeen vrijwillig. Landgebruikers kunnen beslissen om al dan niet deel te nemen, afhankelijk van het niveau van de subsidie en hun kosten om de gevraagde dienst te verlenen. Veel agromilieumaatregelen ondersteunen meer dan één milieudoelstelling. Voorbeelden ter bevordering van koolstofvastlegging zijn betalingen voor no-till-landbouw in het Portugese of Oostenrijkse landbouwmilieuprogramma, de pre-ecoregelingen die vanaf 2022 door Vlaamse landbouwers kunnen aangevraagd worden. Deze voorbeelden ondersteunen een specifiek beheer (d.w.z. actiegericht schema), dat in tegenstelling is tot de ondersteuning van milieu-uitkomsten (resultaatgericht schema) zoals de verandering in gesekwestreerde koolstof in de loop van de tijd. Het maakt gebruik van lokale kennis, maar draagt het risico van het bereiken van doelen over van de autoriteit naar de landgebruiker. Nadelen van subsidies zijn onder meer de kosten voor overheidsbegrotingen, het risico van onverhoopte winsten, het risico dat eerder vrijwillige en onbetaalde (eventueel intrinsiek gemotiveerde) activiteiten van boeren worden verdrongen. Gebrek aan duurzaamheid kan leiden tot veranderend gedrag van landgebruikers zodra de subsidieregeling eindigt. Als het subsidieniveau te laag is, is het mogelijk dat het niveau van milieudiensten niet verandert.

Good practices

Gemeenschappelijk landbouwbeleid:

Het gemeenschappelijk landbouwbeleid (GLB) is het belangrijkste openbare instrument voor landbouw in de Europese Unie. De trend in de laatste hervormingen van het GLB was in de richting van een groener beleid en de verwachting is dat deze tendens zal doorzetten. De eerste pijler van het GLB die bij de hervorming van 2013 is aangenomen, het zogenaamde "vergroeningsbeleid", omvat specifieke subsidies voor landbouwers die bepaalde beheersmethoden toepassen. Het heeft een indirect positief effect op de vastlegging van koolstof, via het behoud van permanente graslanden en de ecologische aandachtsgebieden.

In de tweede pijler van het GLB, het plattelandsontwikkelingsbeleid, zijn er een reeks maatregelen die eigen zijn om de aanzet te geven tot weidepraktijken door boeren om koolstofvastlegging te bevorderen. De verordening¹ inzake steun voor plattelandsontwikkeling door het Europees Landbouwfonds voor plattelandsontwikkeling (ELFPO) beschrijft de maatregelen die programma's voor plattelandsontwikkeling (POP) in de EU in hun strategie moeten opnemen, waaronder verschillende die kunnen bijdragen aan koolstofvastlegging in de bodem. Onder hen kunnen de volgende maatregelen de aanneming van Optimal Grazing Management Practices (OGMP) bevorderen:

3) Milieubelastingen zijn verplichte overheidsmaatregelen. Men zou kunnen denken aan een belasting op het vrijkomen van koolstof uit de bodem op basis van regelmatige monitoring. In vergelijking met het command & control-beleid hebben landgebruikers de keuze om hun beheer te wijzigen of de belasting te betalen. Zowel subsidies als belastingen vereisen echter robuuste monitoring, wat duur kan zijn in het geval van een groot aantal dienstverleners met heterogene milieueffecten. Een algemeen moreel argument tegen milieubelastingen is het waargenomen 'recht' van bedrijven om het milieu te vervuilen zodra ze de belasting hebben betaald - in plaats van hun management te veranderen.

4) Koolstofmarkten en -fondsen

Een verdere stimulans om de koolstof in de bodem in begraasde graslanden te verhogen, is om de koolstof op de markt te brengen. Koolstofmarkten zijn meestal ontworpen om de uitstoot van broeikasgassen te verminderen en ontwikkeld voor grote industrieën. Landbouwprojecten waarvan is bewezen dat ze als koolstofputten fungeren, kunnen echter ook op de markt komen door emissierechten te verkopen. De opname van landbouw in de koolstofmarkt door gereguleerde industrieën in staat te stellen om koolstofcompensaties van de landbouwsector te kopen, is een feit in Californië, Alberta, Australië en meer recentelijk ook China.

Er zijn vrijwillige en verplichte koolstofmarkten waar CO₂-compensaties kunnen worden gekocht door iedereen die probeert zijn uitstoot te verminderen (Raymond, 2013). Het doel is om de uitstoot van broeikasgassen (BKG) te beheersen via een marktgebaseerde aanpak door economische prikkels te bieden om de uitstoot van verontreinigende stoffen te verminderen (Stavins, 2001). Een CO₂-compensatie wordt gegenereerd wanneer een actie wordt ondernomen die BKG-emissies vermindert, vermijdt of verwijdt. Vervuilers die hun uitstoot boven het doel willen verhogen, moeten vergunningen kopen van anderen die ze willen verkopen. Deze industrieën/sectoren kunnen CO₂-compensaties kopen van niet-verplichte (vrijwillige) industrieën/sectoren (bijvoorbeeld de landbouwsector) om hen te helpen hun emissiedoelstellingen te behalen (Raymond, 2013). Zie voorbeelden voor koolstofmarkten hieronder.

Goede praktijken

Portugees koolstoffonds

Een voorbeeld van een grootschalige stimulans voor koolstofvastlegging in graslanden vond plaats in Portugal. Tussen 2008 en 2014 heeft het Portugese koolstoffonds (PCF), een financieel instrument dat door de Portugese regering is

¹ VERORDENING (EU) Nr. 1305/2013 VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 17 december 2013: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:347:0487:0548:en:PDF>

opgezet om het land te helpen de Kyoto-doelstellingen te halen, drie projecten voor koolstofvastlegging in graslanden gefinancierd. In twee van deze projecten ondersteunde de PCF de installatie en het onderhoud van ingezaaide blijvende groene weiden met veel biodiversiteit via een betalingssysteem voor koolstofvastlegging. Dit ingezaaide weidesysteem bestaat uit het zaaien van een mix en twintig verschillende soorten of variëteiten van voornamelijk vlinderbloemigen en grassen op maat gemaakt voor de specifieke bodem-, klimaat- en gebruiksomstandigheden en geselecteerd voor hoge productiviteit van droge stof (Teixeira et al., 2015). Van deze weides is ook aangetoond dat ze ongeveer 5 t CO₂ per jaar per ha sekwestreren (Teixeira et al., 2011). De PCF ondersteunde deze begraasde weides per ton, maar leverde ook begeleidende boerenadviseringssystemen die ervoor zorgden dat de beste managementpraktijken werden gebruikt, waarbij de opbrengst voor diervoeder en de koolstofvastlegging voor rapportage werden gemaximaliseerd. Met deze projecten is de oppervlakte van dit weidesysteem met 48.491 hectare toegenomen (verspreid over 1095 boeren) en beslaat nu 4% van het landbouwgebied van Portugal. Een aanvullend project werd ondersteund door de PCF, waarbij geen grondbewerking van land- en bosbouwgebieden in de bosbouw (meestal begraasd) nodig was.

Een ander voorbeeld is "Energias de Portugal" (EDP), het belangrijkste Portugese elektrotechnische bedrijf dat in 2006 besloot een project te sponsoren om aan te tonen hoe activiteiten op het gebied van landgebruik Portugal zouden kunnen helpen zijn Kyoto-doelstelling te bereiken, waardoor de weg wordt vrijgemaakt voor het FPC-project eerder genoemd (Teixeira et al., 2010). Het project financierde de opslag van 7 kt CO₂ per jaar op meer dan 1500 ha. Landgebruik opgenomen in dit project waren bebossing, bosbeheer, de landbouwpraktijk van niet-grondbewerking, en als het middelpunt van het project de installatie en het beheer van ingezaaide biodiverse weiden. Het project hielp bij het vaststellen van boekhoudmethoden voor sekwestratiefactoren, waaronder gedetailleerde monitoring door verzameling van bodemonsters om een gegevensset voor bodemkoolstof te verkrijgen van 2006 tot 2012. Voor EDP was dit project een strategische stap. Het heeft bijgedragen aan innovatie in de samenleving en positioneert het bedrijf zelf als een voorloper van de brede prikkels die de PCF later biedt.

VS - California's Global Warming Solutions Act, Chicago Climate Exchange

Verschillende nationale en regionale broeikasgasreductiemaatregelen zijn in de Verenigde Staten geïmplementeerd of worden ontwikkeld, sommige met terrestrische compensatieopties voor vastlegging (Follet & Reed, 2010). De wetgever van Californië heeft bijvoorbeeld de Global Warming Solutions Act van 2006 aangenomen, het eerste verplichte BKG-emissiereductieplan van kracht en dat zijn eerste gecertificeerde BKG-emissiehandel in februari 2008 zag, toen Natsource Asset Management LLC, gevestigd in New York, 60.000 ton door bos gesekwestreerde emissiereducties kocht van een particuliere landeigenaar in Californië (Follet & Reed, 2010). Dit zou een kader kunnen bieden. Geen enkel federaal of nationaal verplicht beleid erkent momenteel bodemkoolstof sekwestratie door begraasd land als een certificeerbare compensatie (Follet & Reed, 2010).

De in de VS gevestigde Chicago Climate Exchange (CCX), een vrijwillig BKG-emissiereductieprogramma, geeft compensatiecontracten voor bodemkoolstof sekwestratie door verbeterde graslandbeheerpraktijken, zoals het gebruik van duurzame bezettingsgraden, roterende begrazing en seizoensgebonden gebruik op in aanmerking komende locaties (Follet & Reed, 2010). De Amerikaanse senaat en het Amerikaanse Huis van Afgevaardigden erkennen C-sekwestratie in begraasde weiden als geldige compensaties, zolang ze systematisch en nauwkeurig worden gemeten, gemonitord en geverifieerd (Follet & Reed, 2010). Ook worden kansen overwogen om emissiereducties te belonen die expliciet zijn bereikt via USDA-instandhoudingsprogramma's. Verder wordt er een reeks informatiebladen over milieukrediethandel ontwikkeld, waarbij de eerste gaat over koolstofkrediethandel op graslanden (Follet & Reed, 2010). Er is een groeiend aantal van dit soort voorstellen wereldwijd, vanuit EU-oogpunt zijn dit voorbeelden waaruit lessen kunnen worden getrokken en het kan van belang zijn voor toekomstig beleid op koolstofmarkten.

Australië – Koolstofvastlegging in begraasd land in het Emissiereductiefonds

Het Emissiereductiefonds in Australië is een vrijwillige regeling die boeren en landbezitters stimuleert om nieuwe werkwijzen en technologieën toe te passen om de broeikasgasemissies van Australië te verminderen (Emissions Reduction Fund, 2017). De koolstofmarkt die werd gestimuleerd door het overheidsbeleid werd in 2012 gelanceerd. Het Carbon Farming Initiative van de federale overheid (Carbon Credits Act, 2011) is het enige compliance-initiatief in zijn soort ter wereld dat *"boeren en landbeheerders in staat stelt koolstofkredieten te verdienen en te verkopen door koolstof of het verminderen van broeikasgasemissies op het land"* (Future Earth, 2016). Het Emissiereductiefonds biedt

een methode voor het bepalen van koolstofvastlegging in de bodem van begraasde graslanden (Emissiereductiefonds, 2017). Boeren moeten via verzamelde grondmonsters die door gekwalificeerde technici zijn genomen en door een erkend laboratorium zijn geanalyseerd, aantonen dat sekwestratie in de bodem daadwerkelijk wordt bereikt met een nieuwe beheersactie (bijvoorbeeld verjongen van weiden, veranderen van het begrazingspatroon, veranderende bezettingsgraad, toepassen van organische of synthetische meststof op weides, veranderende irrigatie van weiden). Opgeslagen bodemkoolstof moet worden gehandhaafd tot het einde van de duurzaamheidsperiode (25 of 100 jaar) (Emissiereductiefonds, 2017).

Canadese offsets-projecten

British Columbia vraagt momenteel om offsets-projecten via de vrijwillige Pacific Carbon Trust (PCT) (Raymond, 2013). De rundvleesproducent moet een projectplan opstellen, dat details over het offsetproject biedt, inclusief wat het project inhoudt, hoe het zal worden uitgevoerd en hoe de BKG-reducties, -vermijding of -verwijderingen zullen worden berekend (Raymond, 2013). Om offsets van hoge kwaliteit te creëren, moeten op wetenschap gebaseerde protocollen (ISO 14064-2) worden ontwikkeld om broeikasgasemissiereducties die voortvloeien uit het gebruik van verschillende managementpraktijken correct te identificeren. Het vereist ook een beoordeling van de wetenschappelijke literatuur om een "Science Discussion Document" te vormen, peer review van het document, verschillende ronden van stakeholderreviews en vervolgens na een "go", de ontwikkeling van het feitelijke kwantificatieprotocol "(Basarab et al., 2009). Naar schatting kunnen deze veranderingen de broeikasgasemissies van vee verminderen met 0,025 tot 1,1 t CO₂-eq per dier, met een geschatte waarde van \$ 0,25 - \$ 11 per dier op de koolstofmarkt van Alberta (Basarab et al., 2009).

Volgens de Alberta Climate Change Emissions Management Act was het voor grote bedrijven (met een jaarlijkse uitstoot van meer dan 100.000 ton CO₂ eq.) verplicht om hun uitstoot te verminderen door offsets van anderen te kopen (Raymond, 2013). Niet-conforme bedrijven worden geconfronteerd met zware boetes tot \$ 200 per ton CO₂-eq. De financiële implicaties van inactiviteit hebben een markt gecreëerd voor "Gold Standard"-credits die consequent worden gewaardeerd op \$ 12-15 per ton CO₂-eq. Dit heeft een belangrijke kans gecreëerd voor het ontwikkelen van CO₂-compensatieprojecten in Alberta en de vraagzijde van de markt heeft de landbouwsector als leverancier van compensatiekredieten gunstig bekeken (Alberta Environment, 2008).

5-6) Overheden, private marktpartners en het maatschappelijk middenveld kunnen **innovatie** en technologische verandering stimuleren door investeringen in onderzoek, technologiediffusie en **kennisoverdracht**. Dit laatste omvat de ondersteuning van voorlichtingsdiensten ter bevordering van win-win- of goedkope beheersmaatregelen die voordelen opleveren voor boeren en de samenleving. Diensten voor kennisoverdracht kunnen een goedkope oplossing zijn die leidt tot permanente wijzigingen in het beheer. Het zal echter alleen succesvol zijn als het ontbreken van informatie het beheer beperkt of als het de intrinsieke motivatie van een boer beïnvloedt. Het zal minder succesvol zijn voor ongunstige particuliere kosten-batenverhoudingen van boeren.

7) Productetikettering

Een belangrijke marktgestuurde prikkel is productetikettering. Milieuetikettering kan milieubewuste consumenten helpen bij het selecteren van producten met minder impact (Leach, 2016), hopelijk het verbeteren van de consumptie van producten met weinig impact of het stimuleren van aanpassing van best practices door zeer impactvolle producenten. Er zijn veel private labels in Europa, hoewel het gebruik ervan nog steeds relatief laag is (Fischer & Lyon, 2014). Niemand is specifiek over koolstofvastlegging, maar voor de meeste van hen is goed bodemorganisch koolstofbeheer een sleutelfactor. Een bijzonder belangrijk voorbeeld dat in de toekomst aan belang kan winnen, is de mededeling van de Europese Commissie (EC) "*De interne markt voor groene producten opbouwen - Betere informatie over de milieuprestaties van producten en organisaties mogelijk maken*" (EU, 2013a). De EC heeft een productomgevingsvoetafdruk (PEF) en een Organisation Environmental Footprint (OEF) -methode (EU, 2013b) voorgesteld om methoden voor het meten van milieueffecten aan te bevelen en te stabiliseren. Deze gidsen zijn gebaseerd op Life Cycle Assessment (LCA), een consistent en multicriteria-raamwerk dat wordt gebruikt om de milieueffecten van een goed of een dienst gedurende zijn levenscyclus te beoordelen, van winning van grondstof tot verwijdering (Hellweg & Milà i Canals, 2014). De PEF/OEF zijn getest en gestart om product- en sectorspecifieke regels op te stellen, inclusief voor de vlees- en zuivelsector. De aanbevolen indicator om de effecten van producten op het landgebruik te beoordelen, is de bodemorganische koolstofuitputting (EC-JRC, 2011). In de nabije toekomst is het zeer waarschijnlijk dat producenten als directe verkopers aan consumenten, of als leveranciers voor de verwerkende

industrie, emissies van hun producten moeten rapporteren en bodemorganische koolstof zal waarschijnlijk als een van de indicatoren worden betrokken. Dit zal boeren een extra stimulans geven om beste praktijken voor koolstofvastlegging over te nemen.

8) Regeringen of particuliere marktpartners bieden **verzekeringsdiensten** aan landbouwers. Managementafhankelijke verzekeringskosten zouden kunnen worden gebruikt als instrument om koolstofvastlegging te stimuleren, ervan uitgaande dat het verhogen van het koolstofniveau in de bodem productierisico's vermindert en de veerkracht van de boerderij verhoogt. Het kan bijvoorbeeld de opbrengsten stabiliseren tijdens droogte-evenementen. Monitoring van kosten en lange tijdframes totdat effecten meetbaar zijn, kunnen argumenten zijn tegen een dergelijk instrument.

9) Particuliere marktpartners, vaak gedreven door de vraag van de consument, kunnen landgebruikers stimuleren door vrijwillige instrumenten op manieren die vergelijkbaar zijn met of een aanvulling vormen op beleid. Particuliere productienormen kunnen milieuvriendelijk gedrag bevorderen dat verder gaat dan wettelijke normen. Ze kunnen beheersmaatregelen omvatten om koolstof vast te leggen. Landgebruikers kunnen bijvoorbeeld prijspremies ontvangen als ze regels volgen. Hoe dan ook, in situaties van grote marktmacht van individuele bedrijven, b.v. detailhandelaren, kunnen particuliere normen feitelijk verplicht zijn en kunnen prijspremies in de loop van de tijd dalen.

10) Boeren kunnen praktijken toepassen om de bodemorganische koolstofvoorraden op hun bedrijf te vergroten, gewoon vanwege hun persoonlijke overtuiging in milieuvriendelijk gedrag en de behoefte aan gezonde bodems. Dergelijke overtuigingen kunnen worden beïnvloed door **veranderingen in maatschappelijke normen**, kennisoverdracht of de ontwikkeling van een agrarische gemeenschap met leeromgevingen tussen boerderijen. Kennisoverdracht als instrument kan het belang van milieuvriendelijk landgebruik voor de samenleving of de schoonheid van de natuur aantonen. Informatie kan het bewustzijn vergroten over de effecten van beslissingen over landgebruik, zoals de gevolgen van klimaatverandering door het verlies van koolstof uit de bodem. We beschouwen dit als intrinsieke motivatie die wordt gedefinieerd als de reden voor activiteiten, hier de keuze voor een bepaald management, omwille van zichzelf of plezier in plaats van de instrumentele waarde ervan (Ryan & Deci, 2000; Bénabou & Tirole, 2003). Overheden en maatschappelijke organisaties kunnen sociale normen beïnvloeden door middel van kennisoverdracht en openbare verhandelingen. Het maatschappelijk middenveld wordt een krachtige speler in moderne democratieën. Professionele instellingen zoals NGO's kanaliseren de vraag van individuele burgers met vergelijkbare interesses. Van nature is mitigatie van klimaatverandering een wereldwijd publiek goed waar grotere internationale organisaties relevanter kunnen zijn dan inspanningen van lokale gemeenschappen om het bewustzijn voor milieukwesties te vergroten. Naast het creëren van labels of het aanbieden van privébetalingen voor ecosysteemdiensten (zie discussie hierboven), kunnen ze sociale druk creëren en lobbyen voor veranderingen in culturele normen. Ngo's gebruiken bijvoorbeeld publiciteitsinstrumenten om het waarneembare gedrag van bedrijven de schuld te geven of te belonen.

Goede praktijken

Begrazingspraktijken die koolstofopslag in de bodem bevorderen, hebben meerdere voordelen voor boeren, afgezien van koolstofvastlegging, waaronder verbetering van de bodemkwaliteit, verlaging van productiekosten en valorisatie van eindproducten. Bodems met een hoog koolstofgehalte worden bijvoorbeeld in het algemeen gekenmerkt door een betere bodemstructuur, een groter waterhoudend vermogen en kunnen meer voedingsstoffen aan planten leveren.

Koolstofvastleggingsmethoden zijn nauw verbonden met verschillende begrazingsmethoden en ook met biologische landbouw. Dit kan leiden tot lagere kosten voor boeren per dag. Sommige van die kosten zijn direct afhankelijk van begrazingsmethoden, sommige zijn multifactorieel. Zo kunnen kosten voor bemesting van graslanden en kosten voor veterinaire zorg op deze manier aanzienlijk worden verlaagd. Als landbouwbedrijven met succes goede en geschikte begrazingspraktijken toepassen, moet er ook een verlaging van de kosten voor menselijke arbeid en kosten voor seizoensarbeiders worden verwacht. Het is lastig om de exacte waarde van kostenreductie te bepalen, omdat er veel effecten zijn die het resultaat op elk ander bedrijf kunnen beïnvloeden, maar in het algemeen kunnen boeren tot 20% van hun kosten besparen, afhankelijk van begrazing en het onderhoud van graslanden. Een ander positief effect, behalve kostenreductie, kan optreden, zoals een betere gezondheidstoestand van vee en een toenemende opbrengst van grasmassa voor hooi, een betere bodemlevenactiviteit en een bredere vertegenwoordiging van kruidensoorten op graslanden en de daarmee verbonden biodiversiteit.

7.3 KNELPUNTEN EN BEPERKINGEN

Werken geldprikkelers?

De twee voorbeelden voor openbare en marktgestuurde prikkels in Portugal waren succesvol in termen van hun implementatiebereik en het behalen van doelen. Op dit moment zijn er echter geen gegevens om te beoordelen of ze al dan niet succesvol zijn geweest wat betreft het vergroten van het bewustzijn van biodiverse ingezaaide weides en het aantonen van hun voordelen voor andere boeren, of dat de technische adviescomponent erin slaagde kennis over te dragen aan de betrokken boeren. Toekomstige soortgelijke stimuleringsprojecten moeten een follow-up bevatten die hun eigen impact na het project beoordeelt, om een zelfcorrigerend mechanisme te starten dat continu aanvullende, stimulerende programma's informeert.

Een belangrijk aspect van deze stimuleringsregelingen is hoe ze gedurende het project worden gemonitord. Er zijn waargenomen en vaak reële onbetaalbare kosten voor het monitoren van grootschalige projecten. Terwijl in het marktgestuurde project in Portugal elk jaar bodemonsters werden verzameld en de betaling afhankelijk was van de resultaten, zouden in het PCF-project de kosten van monitoring voldoende hoog zijn geweest om boeren te ontmoedigen om mee te doen. Bijgevolg werd in het PCF-project een vastleggingsfactor vooraf bepaald op basis van managementpraktijken van ingezaaide weiden, en vervolgens werd alleen de correcte implementatie van die praktijken gecontroleerd.

Hoewel de feitelijke meting nauwkeuriger zou zijn, is er een extra probleem dat dit voorkomt, namelijk dat boeren risico's moeten internaliseren. Als de bodemorganische koolstof tussen twee meetperioden daalde, niet vanwege slechte praktijken maar door een ongelukkig klimaatjaar of een ander evenement (bv. Bosbrand in multifunctionele bosgraslandgebieden), zou dit kunnen betekenen dat boeren geen betaling zouden ontvangen, of zelfs dat ze de koper van koolstofkredieten moeten compenseren. Dit feit zou producenten kunnen afhouden van deelname aan deze stimuleringsregelingen. Daarom zijn belangrijke vragen om te stellen in stimuleringsregelingen (1) wie moet betalen voor monitoring en (2) welke kosten acceptabel zijn.

Kan productetikettering werken?

Met betrekking tot productetikettering zijn er veel vragen over de effectiviteit van dergelijke schema's. Naast het feit dat ze nog steeds zelden worden gebruikt (Fischer & Lyon, 2014), zijn er vragen over het meten van indicatoren - namelijk dat er een groot aantal meetmethoden zijn die verwarring hebben gezaaid en zelfs de PEF/OEF van de EG niet hebben opgelost (Finkbeiner, 2014). Wat nog belangrijker is, er zijn aanwijzingen dat consumenten tot nu toe niet op de hoogte zijn van of niet geïnteresseerd zijn in duurzaamheid op productniveau (Hornibrook et al., 2015), met name voor voedsel (Hartikainen et al., 2014). Dit kan in de toekomst veranderen, vooral naarmate de rol van dierlijke producten steeds bekender wordt, waardoor het aannemelijk is dat geïnformeerde consumenten eerder geneigd zullen zijn om een premie voor duurzame voedingsproducten te accepteren. Op dit moment lijkt productetikettering geen cruciale kortetermijnoplossing voor het bevorderen van koolstofvastlegging in weiden.

Koolstofmarkten en de schaduw van speculatie

Koolstofmarkten bieden meerdere mogelijkheden om de opslag van koolstof te bevorderen via de economische steun aan boeren voor de toepassing van bepaalde beheermethoden. Deze steun kan een belangrijke bron van inkomsten zijn voor diegenen die landbouw beoefenen, maar ook voor diegenen die geen landbouwactiviteit hebben, waardoor er ruimte wordt gemaakt om de verandering van landbouwgrond naar "koolstofvastleggingsland" te vergemakkelijken zonder daaraan gekoppelde landbouwactiviteit, en zelfs om het eigendom van dit land te verplaatsen naar niet-landelijke individuele en corporatieve landeigenaren, met de daaruit voortvloeiende dreiging van een marktzeepbel, het verlaten van het land en ontvolking van het platteland. Om aan een van deze aspecten het hoofd te bieden, introduceerde het gemeenschappelijk landbouwbeleid de term "actieve boer", waarbij ervoor wordt gezorgd dat ten minste 25% van het inkomen van de begunstigde afkomstig is van landbouwactiviteiten. Het voorbeeld zou in aanmerking kunnen worden genomen bij het ontwerp van koolstofmarkten, samen met een nauwgezette follow-up van andere bijkomende schade die is ontstaan door de oprichting van nieuwe inkomstenbronnen die verband houden met een verstandige activiteit voor plattelandsgebieden en hun inwoners.

De potentiële kortzichtigheid van prikkels

Stimulansen moeten worden bedacht om de volledige invloed van koolstofvastleggingsprojecten op het milieu te omvatten. Hoewel veel projecten niet meer van invloed zijn dan op de boerderij waar ze worden uitgevoerd, kunnen andere onvoorziene gevolgen hebben in de hele waardeketen en in de bredere regio's waar ze plaatsvinden (zowel positief als negatief). Dit betekent dat (1) prikkels moeten worden beoordeeld en gemonitord om ervoor te zorgen dat er geen onvoorziene negatieve gevolgen zijn (ook in andere milieucriteria), en ook dat (2) boeren moeten worden gecrediteerd voor de bredere maatschappelijke voordelen van het aannemen van beste praktijken. Zonder zorgvuldige afweging van beide effecten, kunnen stimuleringsprogramma's het risico lopen kortzichtig te zijn.

Ten eerste is het mogelijk dat sekwestratieprojecten in de waardeketen van bovenaf of van benedenaf worden beïnvloed. Een geheel systeemperspectief moet worden overwogen, met behulp van een analytisch kader zoals LCA, om de daadwerkelijke effecten van prikkels te beoordelen. Dit betekent niet alleen kijken naar koolstofvastlegging in de bodem, maar naar hele koolstofbalansen van productiesystemen, om "koolstoflekkage" te voorkomen. Als bijvoorbeeld een maatregel om de bodemorganische koolstofbestanden te verbeteren ook een dramatische daling van de opbrengst zou betekenen, en ervan uitgaande dat de vraag naar het daaruit voortvloeiende voedselproduct hetzelfde zou blijven, dan is het, als er rekening wordt gehouden met koolstofemissies, misschien niet de moeite waard om die maatregel te stimuleren omdat het niet de meest efficiënte is, ondanks het sekwestreren van koolstof.

Ten tweede hebben sommige koolstofsekwestratiemaatregelen in graslanden grotere implicaties en worden de boeren er vaak niet in genoemd. Een voorbeeld is de rol van beheerde graslanden bij het indirect voorkomen van bosbranden. De tragische gebeurtenissen die plaatsvonden in Portugal in 2017, met branden die niet alleen enorme hoeveelheden CO₂-uitstoot veroorzaakten, maar ook een enorme tol eisten op boslandschappen, de gebouwde omgeving en zelfs mensenlevens, kunnen worden teruggevoerd op een langere trend die was geïdentificeerd in het Millenium Ecosystem Assessment-rapport (Pereira et al., 2009). De ecosysteemdiensten van mediterrane ecosystemen vertonen tekenen van degradatie (Bugalho et al., 2011): deze ecosystemen bezetten bodems die steeds oppervlakkiger, steniger en arm aan bodemorganische koolstof en voedingsstoffen zijn geworden. Lagere graslandproductiviteit en minder agrarische activiteit brengen ecologische successiecycli op gang die leiden tot de overvloed aan struikbedekking en houtachtige aantasting (Teixeira et al., 2015) dat zeer vatbaar is voor brand. Het omkeren van de degradatie van graslandgebieden door bodemorganisch koolstofherstel met begrazing kan deze aantasting onder controle houden, voorkomen en de verspreiding tegenhouden. Deze rol van graslanden bij bosbranden wordt zelden erkend, maar is een belangrijk neveneffect in mediterrane landen waarvoor producenten krediet moeten krijgen.

7.4 VOORSTEL VOOR POTENTIËLE OPERATIONELE GROEPEN

- Er kan een operationele groep worden opgericht om manieren te vinden om C-sekwestratielabels op de markt te brengen. Deze groep, waarbij graslandbouwers betrokken moeten zijn die bevorderlijk zijn voor C-vastlegging, onderzoekers die kunnen helpen de klantacceptatie van dierlijke producten te bepalen en de beste manieren om vastlegging aan consumenten te communiceren, en detailhandelaren die een eerste boost aan het label kunnen geven.
- Een operationele groep zou kunnen worden opgericht door de inspanningen van onderzoeksinstituten, overheidsorganisaties en belanghebbenden uit de bosbouw- en landbouwsector, inclusief landbouwers, te bundelen om manieren te onderzoeken om te organiseren en samen te werken in land- en bosbouwlandschappen met de multifunctionele voordelen van deze systemen. De groep zou bijvoorbeeld manieren kunnen vinden om de oprichting van coöperaties en andere instellingen te stimuleren om deze landschappen gezamenlijk te beheren, zodat de begrazing de koolstofvastlegging kan maximaliseren en tegelijkertijd de omstandigheden in bosgebieden kan verbeteren, bijvoorbeeld door het voorkomen van branden en de daarvan effecten te verzachten.

7.5 VOORSTELLEN VOOR (ONDERZOEKS) BEHOEFTE UIT DE PRAKTIJK

- Verifieerbare meet- en monitoringmethoden moeten worden ontwikkeld voor C-opslag van begraasd land voordat gesekwestreerde C de koolstofmarkt kan betreden.
- Interdisciplinair onderzoek is nodig om een holistisch managementsysteem te ontwikkelen, omdat C-sequesteratie geen enig en één doel mag zijn in grasland- en veebeheer. Financiële steun voor C-opslag kan de focus zijn van nieuwe

mechanismen (financieel, etikettering) of ingebed in eerder op de markt gebrachte merken of producten van kwaliteitsproductiesystemen, evenals in financieringsinstrumenten voor duurzaamheid en plattelandsontwikkeling.

- Verschillende boeren worden gemotiveerd door verschillende soorten prikkels en kunnen daarop op verschillende manieren reageren. Gegevens en een beoordeling van de effectiviteit van verschillende prikkels ontbreken. Post-project analyse van de effectiviteit van incentives is cruciaal om hun succes en langdurige effecten te begrijpen. De rol van intrinsieke motivaties bij het selecteren van managementpraktijken moet worden bestudeerd (onderzoek naar de motivatie van boeren).

- Tests van verschillende begrazingsbeheersystemen in een langetermijnproject om de duurzaamheid van grasland, de behoefte aan minerale stikstof, de evolutie van C-vastlegging en de winstgevendheid van die beweidingssystemen te beoordelen. De economische prestaties zijn van vitaal belang voor de uitvoering van goede praktijken.

- Beoordeel het verband tussen C-opslag en winstgevendheid.

- Koolstoffonds en -markten kunnen belangrijke prikkels zijn voor C-opslag en daarom moet de uitbreiding van hun regionale reikwijdte en het universum van betrokken actoren worden uitgebreid. Er zijn enkele goede voorbeelden van succesvolle regelingen voor het stimuleren van C-opslag, zoals het Portugal Carbon Fund of de Canadese compensatieprojecten. Er moet worden onderzocht hoe deze kunnen worden uitgebreid in hun respectieve landen en hoe ze kunnen worden aangepast aan de lokale omstandigheden.

7.6 AANBEVELINGEN VOOR VERDERE ONTWIKKELING

Verzamel meer informatie over koolstofmarkten en -fondsen om te zien hoe de voorbeelden (koolstofmarkten, fondsen) zich ontwikkelen. Het is noodzakelijk om de effectiviteit van prikkels te bestuderen; om te meten hoe effectief de prikkels zijn, om een voortdurende evaluatie uit te voeren van hoe prikkels voor koolstofvastlegging wereldwijd werken. Er moeten fondsen en markers worden ontworpen die vergelijkbaar zijn met het Portugal Carbon Fund, het Australian Emission Reduction Fund. Het is noodzakelijk om te beoordelen of het vergroeningsbeleid van het GLB bijdraagt tot C-opslag. Effectiviteit van productietikettering op beïnvloeding van C-opslag.

7.7 CONCLUSIES

Koolstofvastlegging is belangrijk voor boeren, zowel op de korte termijn, maar ook op de lange termijn voor de verbeterde vruchtbaarheid voor bodems (reductiekosten bij bemesting) en als verzekering en isolatie tegen natuurlijke variabiliteit (bv. droogte) en grote klimaatveranderingen. Ondanks het feit dat veel boeren het belang van de koolstofvoorraad in graslandbodems erkennen en prioriteren, is er vaak een mismatch van prioriteiten die leidt tot het aannemen van C-uitputtende praktijken. Het accumuleren van C in de bodem is daarom mogelijk niet spontaan van waargenomen eigenbelang voor boeren, maar vereist een zekere mate van stimulans - monetair of anderszins (bv. technisch advies, kennisoverdracht).

Dit minipaper beoordeelde de meest voorkomende soorten prikkels die van toepassing zijn voor het verbeteren van koolstofsekwestratie in graslanden. We hebben beleidsinstrumenten, marktprocedures en andere soorten prikkels onderzocht. We zagen dat prikkels kunnen dienen als compensatie voor kortetermijnverlies in productiviteit, als betalingen voor ecosysteemdiensten (C-sekwestratie), of als meer indirecte valorisatie door consumenten, industrieën en distributeurbedrijven.

We hebben geconstateerd dat de beste voorbeelden van beschikbare C sequestratieprikkels monetaire en niet-monetaire compensaties combineren. Het Portugese Carbon Fund-project in Portugal betaalde boeren bijvoorbeeld voor de koolstofsekwestratie, maar gaf ook technisch advies over het beheer van weiden en het garanderen van een maximale opbrengst (win-winbeheer). Dat project eindigde echter in 2014. Het zou belangrijk zijn om langlopende programma's te ontwikkelen om stabiliteit voor boeren te creëren. Koolstofmarkten zijn er in overvloed en er wordt vaak op gewezen bij het bespreken van prikkels, maar de rol van C-opslag is in veel van dergelijke markten minimaal of indirect. Er moeten nieuwe en betere instrumenten worden gecreëerd. Koolstofmarkten kunnen een van de oplossingen zijn om C-vastlegging (sekwestratie) via begrazing te verhogen als er goede monitoring, rapportage, verificatie en/of certificering is. Marktfalen moet ook strikt worden onderzocht en naar behoren worden aangepakt

om perverse prikkels te voorkomen. Lage prijzen van de koolstofkredieten kunnen een daling van de koolstofmarkt veroorzaken. Als alternatief kan C-opslag ook worden toegevoegd als een criterium/indicator in het overheidsbeleid (bv. subsidies) of om gevestigde merken te integreren (bv. kwaliteitsvolle particuliere merken), wat extra inkomsten oplevert voor boeren als ze beste praktijken voor koolstofstapeling in de bodem selecteren. Dit kan ook worden gedaan via specifieke labels voor C-sekwestreerproducten, maar er is veel onderzoek en betrokkenheid van belanghebbenden nodig (bijvoorbeeld via operationele groepen) voordat een dergelijke oplossing duurzaam kan zijn op de markt.

8 BESLUIT

Koolstofvastlegging in een adaptief beweidingssysteem is afhankelijk van vele factoren, waaronder abiotische factoren zoals bijvoorbeeld het klimaat of bodemeigenschappen en managementfactoren zoals bijvoorbeeld timing, frequentie en intensiteit van de begrazing of grondbewerking. Daarnaast kan het effect van het beweidingssysteem op de koolstofopslag afhangen van de huidige bodemkoolstofvoorraad, zodat kan gezegd worden dat het effect van het begrazingssysteem regio/contextspecifiek is. Verbeterd weidebeheer vermijdt de aantasting van de natuurlijke hulpbronnen en verhoogt de opbrengsten en kan de bodemkoolstofvoorraad vrijwaren of verhogen door overexploitatie van de grasvelden (bv. door het periodiek verwijderen van het vee) te voorkomen. Dit vereist observatievermogen en adaptatief beheer van de veehouder. Verder is het ook belangrijk om het grotere plaatje te bekijken met betrekking tot de andere ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld verbeterde bodemgesteldheid en -vruchtbaarheid, verminderen van erosie) die graslanden kunnen leveren en te bekijken hoe het sekwestreren van koolstof een win-win situatie voor zowel de beheerder als het ecosysteem kan betekenen.

LIJST VAN TABELLEN EN FIGUREN

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Nationale schattingen voor koolstofvoorraad (t C/ha) in de oppervlakkige bodemlaag (0-30 cm) van grasland, akkerland en bossen (uit Huyghe et al., 2014b, p. 149).

Tabel 2: Bodem fysische en hydrologische parameterwaarden opgemeten na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve multi-perceelbegrazing en niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011).

Tabel 3: Bodem parameters na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve roterende begrazing en in niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011)

Tabel 4: Bodem organische stof (%) na zware continue begrazing, licht continue begrazing, intensieve roterende begrazing en de niet-begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas (Teague et al., 2011)

Tabel 5: De multifunctionaliteit van graslanden (van Zarzeaud et al., 2008, uit: Huyghe et al., 2014b)

Tabel nr 6: bodem microbiële biomassa en wortelkolonisatie van mycorrhiza schimmels na zwaar continue begrazing, licht continue begrazing, roterend begrazen en niet begraasde percelen in Cooke, Parker en Jack counties, Texas.

Tabel 7: Geschatte optimum bezettingsgraad (rund/ha), met inachtneming van de rundgrootte, de hoeveelheid DS geproduceerd/ha (als primair voeder) en de hoeveelheid voeder van buiten het bedrijf geïmporteerd (uit Roche et al., 2017)

Tabel 8: Kennedy et al. (2003). Krachtvoerstrategie (kg/koe per dag).

Tabel 9: Kennedy et al. (2003). Voor- en na begrazing grashoogten (cm) en opbrengsten van het grasland voor begrazing (kg DM/ha) van de door de koeien begraasde weiden tijdens elke inname-meetperiode (MP).

Tabel 10: Kennedy et al. (2003). Chemische samenstelling van de grassen van per jaar en meetperiode.

Tabel 11: Kennedy et al. (2003). Effect van genotype en voedersysteem op de prestaties van de koe in de vroege lactatie (n = 288).

Tabel 12: Kennedy et al. (2003). Effect van genotype en voedersysteem op de prestaties van de koe in de late lactatie (n = 288).

Tabel 13: Tools voor incentives, actoren, motivaties en relatie tot koolstofvastlegging

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: De biologische potentiële productiviteit gesimuleerd door ORCHIDEE-GM van (A) de potentiële primaire productie (geogoste droge stof in voeder) in gemaaid grasland en van (B) potentiële primaire begraasde droge stof gebruikt voor opname door dieren door begrazing (gemiddelde waarden voor een periode van 1995-2004) (Chang et al., 2015).

Figuur 2: Kaart van voorspelde inhoud organische koolstof (g C kg⁻¹) in de topbodemiaag (De Brogniez et al., 2015)

Fig 3. Gemiddelde koolstofsekwestratie graad voor gemende systemen (begrazing en maaien of G&M) of enkel begrazingssystemen (Grazing) (voor details zie Van Eekeren et al., 2018, gebaseerd op quick scan van literatuur door K. Klumpp.)

Figuur 4: Gemiddelde koolstofsekwestratie graad in verschillende bemestingsniveaus (0, <100 kg N per ha and >300 kg N ha⁻¹) voor continue en roterende begrazing (Voor details, zie Van Eekeren et al., 2018: Klumpp et al. In voorbereiding (2018).

Figuur 5: Gemiddelde koolstofsekwestratie graad in verschillende bemestingsniveaus (0, <100 kg N per ha and >300 kg N ha⁻¹) voor continue en roterende begrazing (Voor details, zie Van Eekeren et al., 2018: Klumpp et al. In voorbereiding (2018).

Figuur 6: Schematisatie van hoe de diverse begrazingssystemen met omheinde percelen (grijze kaders) zouden kunnen worden gegroepeerd volgens de diverse variabelen: het aantal percelen en kuddes, de duurtijd van de begrazingsperiode en de eventuele afstemming van de begrazing op de vegetatiedynamiek (di Virgilio et al., 2019).

Figuur 7: De hergroei van de grasblad en evolutie van de wateroplosbare glucose in een grasmat van raaigras na beweiding (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020)

Figuur 8: Percentage van de 81 grasstalen in het 3-bladstadium in de verschillende hoogteklassen voor verschillende jaarkwartalen (2016-2018) (Cliquet et al., 2019)

Figuur 9: Relatie tussen grashoogte en voederkwaliteit in het 3-bladstadium (n=81) (Cliquet et al., 2019)

Figuur 10: Pâturage Tournant Dynamique: 3 feuilles ou 10 cm herbomètre ? (Cliquet et al., 2019)

Figuur 11: Waterbronnen moeten strategisch worden geplaatst om toegang van de dieren tot elke paddock of begrazingsperceel te verzekeren. Dit type permanente waterbron laat toegang toe via een gang met opeenvolgende begrazingspercelen (Beetz & Rinehart, 2010)

Figuur 12: Bouwstenen Beweiding (Amazing Grazing 1.0, s.a)

Figuur 13: Poster le Pâturage Tournant Dynamique (Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby©, 2020)

Figuur 14. Verband tussen totale productiekosten en aandeel gras in het voer van de melkkoe. (Dillon et al., 2005)

Figuur 15. Inkomen uit weidegang min inkomen met zomervoeding (vers gras in de stal) in verhouding tot de hoeveelheid vers gegraasd gras (kg DMI per koe per jaar) voor drie bodemsoorten in Nederland zoals gesimuleerd door het hele bedrijfsmodel DairyWise. Positieve cijfers duiden op een economisch voordeel voor beweiding (Van den Pol-van Dasselaar et al., 2014)

Figuur 17: Peyraud et al. (2004). De melkopbrengst van koeien op gras zonder krachtvoer in verhouding tot de potentiële opbrengst (uitgedrukt in verwachte melkopbrengst of als melkopbrengst op piek) van de koe.

Figuur 16: Smit et al. (2008). *De ruimtelijke verdeling van de productiviteit van grasland in Europa in deciton per hectare (dt/ha) waarbij 1 Deciton [dt]= 100 Kilogram [kg].*

BRONNENLIJST

- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwich, D.R., Jones, D.L., Evans, C.D., Jones, M.B., Rees, R.M. & Smith P. (2018) Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 253, 62-81.
- Abdela, N. (2016) Sub-acute Ruminal Acidosis (SARA) and its Consequence in Dairy Cattle: A Review of Past and Recent Research at Global Prospective. *Achievements in the Life Sciences*, 10(2), 187-196.
- Ahmad, A. & Ahmed, Z. (2019) 3 - Fortification in Beverages. In: Grumezescu, A. M. & Holban, A. M. (eds.). *Production and Management of Beverages*, Woodhead Publishing, pp. 85-122.
- Alberta Environment (2008) Specified gas emitters regulation: Offset credit project guidance. Manitoba, Canada.
- Allothman, M. et al. (2019) The "Grass-Fed" Milk Story: Understanding the Impact of Pasture Feeding on the Composition and Quality of Bovine Milk. *Foods. Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 8(8), p. 350.
- Álvarez-Fuentes, J., Easter, M., Cantero-Martínez, C. & Paustian, K. (2011). Modelling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast of Spain. *European Journal of Soil Science*, 62(5), 685-695.
- Amazing Grazing.eu: www.amazinggrazing.eu
- Andrieu, N., Josien, E. & Duru, M. (2007) Relationships between diversity of grassland vegetation, field characteristics and land use management practices assessed at the farm level. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 120, (2-4), 359-369.
- Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Rochette, P. & Côté, D. (2010) Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 86, 225-229.
- Aschwarden, J., Holzgang, O. & Jenni, L. (2007) Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology*, 13, 150-158.
- Atkinson, R.R.L., Mockford, E.J., Bennett, C., Christin, P.A., Spriggs, E.L., Freckleton, R.P., Thompson, K., Rees, M. & Osborne, C.P. (2016) C4 photosynthesis boosts growth by altering physiology, allocation and size. *Nature Plants*, 16038.
- Aviron, S., Jeanneret, P., Schüpbach, B. & Herzog, F. (2007) Effect of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly of Swiss grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122, 295 - 304.
- Bagchi, S. & Ritchie, M. E. (2010) Introduced grazers can restrict potential soil carbon sequestration through impacts on plant community composition. *Ecol. Lett.*, 13, 959-968.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L, McCaughey, W.P. & Grant, C.A. (2000) Influence of Pasture Management on Soil Biological Quality. *Journal of Range Management*, 53,127-133.
- Barłowska, J. et al. (2021) Effect of the production season on nutritional value and technological suitability of milk obtained from intensive (tmr) and traditional feeding system of cows. *The journal of microbiology, biotechnology and food sciences. Faculty of Biotechnology and Food Sciences in Nitra, Slovakia*, 2021(vol. 10), pp. 1205-1220.
- Barrett, P.D., Laidlaw, A.S. & Mayne, C.S. (2005) GrazeGro: A European herbage growth model to predict pasture production in perennial ryegrass swards for decision support. *European Journal of Agronomy*, 23, 37-56.
- Basarab, J. A., Baron, V. S., & Okine, E. K. (2009) Discovering nutrition related opportunities in the carbon credit system for beef cattle. 30th Western Nutrition Conference, Winnipeg, document. Version 1.2. Alberta Environment, Edmonton, Alta.
- Bauman, D. E. & Griinari, J. M. (2003) Nutritional regulation of milk fat synthesis. *Annual review of nutrition. annualreviews.org*, 23, pp. 203-227.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Rödenbeck, C., Altaf Arain, M., Baldocchi, D., Bonan, G.B., Bondeau, A., Cescatti, A., Lasslop, G., Lindroth, A., Lomas, M., Luyssaert, S., Margolis, H., Oleson, K.W.,

- Roupsard, O., Veenendal, E., Viovy, N., Williams, C., Ian Woodward, F. & Papale, D. (2010) Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, 329, 834–838.
- Beetz, A.E. 1 Rinehart, L. (2010). Rotational Grazing. NCAT Agriculture: <https://smallfarms.oregonstate.edu/sites/agscid7/files/rotgraze.pdf>
- Bell, M.M., Lyon, A., Gratton, C. & Jackson, R.D. (2008) Commentary: the productivity of variability: an agroecological hypothesis. *Int. J. Agric. Sustain.*, 6, 233–235.
- Bennetzen, E.H., Smith, P. & Porter, J.R. (2016) Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970-2050. *Global Change Biology*, 22, 763-781.
- Betts, R. A., Boucher, O., Collins, M., Cox, P. M., Falloon, P.D., Gedney, N., Hemming, D. L., Huntingford, C., Jones, C. D., Sexton, D. M. H. & Webb, M.J. (2007) Projected increase in continental runoff due to plant responses to increasing carbon dioxide. *Nature* 448, 1037-1041.
- Bonanno, A. et al. (2013) Effect of farming system and cheesemaking technology on the physicochemical characteristics, fatty acid profile, and sensory properties of Caciocavallo Palermitano cheese. *Journal of dairy science*, 96(1), 710–724.
- Borer, E. T., Grace, J. B., Harpole, W. S., MacDougall, A. S. & Seabloom, E. W. (2017) A decade of insights into grassland ecosystem responses to global environmental change. *Nat. Ecol. Evol.*, 1, 118.
- Börschig, C., Klein, A-M., von Wehrden, H. & Krauss, J. (2013) Traits of butterfly communities change from specialist to generalist characteristics with increasing land-use intensity. *Basic and Applied Ecology*, 14, 547–554.
- Bossuyt, H., Six, J. & Hendrix, P.F. (2005) Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.*, 37, 251–258.
- Bradley, K., Drijber, R.A. & Knops, J. (2006) Increased N availability in grassland soils modifies their microbial communities and decreases the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 1583-1595.
- Brophy, C. et al. (2017) Major shifts in species' relative abundance in grassland mixtures alongside positive effects of species diversity in yield: a continental-scale experiment. *J. Ecol.*, 105, 1210–1222.
- Bryan, B. A., King, D. & Ward J. R. (2011) Modelling and mapping agricultural opportunity costs to guide landscape planning for natural resource management. *Ecological Indicators*, 11, 199-208.
- Buccioni, A. et al. (2012) Changes in conjugated linoleic acid and C18:1 isomers profile during the ripening of Pecorino Toscano cheese produced with raw milk. *Italian journal of animal science*. Taylor & Francis, 11(4), p. e75.
- Bugalho, M.N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Caldeira, M.C., Aronson, J. & Pausas, J.G. (2011) Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Front. Ecol. Environ.*, 9, 110310094015068.
- Butet, A. & Leroux, A.B.A. (2001) Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation*, 100, 289–295.
- Carpino, S. et al. (2004) Composition and Aroma Compounds of Ragusano Cheese: Native Pasture and Total Mixed Rations*. *Journal of dairy science*, 87(4), 816–830.
- Chacon, E. & Stobbs, T.H. (1976) Influence of progressive defoliation of grass sward on the eating behaviour of cattle. *Australian Journal of Agricultural Research*, 27(5), 709-727.
- Cai, Y., Chang, S.X. & Cheng, Y. (2017) Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth Sci. Rev.*, 171, 44–57.
- Chang, J., Ciais, P., Viovy, N., Vuichard, N., Herrero, M., Havlík, P., Wang, X., Sultan, B. & Soussana, J.F. (2016) Effect of climate change, CO₂ trends, nitrogen addition, and land-cover and management intensity changes on the carbon balance of European grasslands. *Glob. Change Biol.*, 22, 338–350.

- Chang, J., Viovy, N., Vuichard, N., Ciais, P., Campioli, M., Klumpp, K., et al. (2015) Modeled Changes in Potential Grassland Productivity and in Grass-Fed Ruminant Livestock Density in Europe over 1961–2010. *PLoS ONE* 10(5): e0127554.
- Chapin, F.S. III & Eviner, V.T. (2014) Biogeochemical interactions governing terrestrial net primary production. In: Karl, D., Schlesinger, W. (eds). *Treatise on geochemistry (Second Edition)*, 10—Biogeochemistry. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp 189–216.
- Chapin, F.S. III, Matson, P.A. & Mooney, H.A. (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York.
- Chappell, M.J. & LaValle, L.A. (2011) Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis. *Agric. Hum. Values*, 28, 3–26.
- Cheng, W. & Kuzyakov, Y. (2005) Root effects on soil organic matter decomposition. In: Wright, S. & Zobel, R. (eds.) *Roots and Soil management: interactions between roots and the soil*, agronomy monograph no. 48, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA, pp. 119–143. Lorenz K. & Lal R. (2018).
- Cliquet, J., Poilane, A., Surault, F. & Gastal, F. (2019) Pâturage tournant dynamique : quelle correspondance entre les repères d'entrée « hauteur d'herbe » et « stade 3 feuilles » ? *Fourrages*, 238, 139-141.
- Cliquet, J., Poilane, A., Surault, F. & Gastal, F. (2019) Pâturage Tournant Dynamique : 3 feuilles ou 10 cm herbomètre ? Les bénéfices du Pâturage Tournant Dynamique -Poster de synthèse présenté aux Journées de l'A.F.P.F. <https://www.life-ptd.com/publications/articles-et-rapports-scientifiques/>
- Collatz, G.J., Berry, J.A. & Clark, J.S. (1998). Effects of climate and atmospheric CO₂ partial pressure on the global
- Conant et al. (2017) Grassland soil organic carbon stocks: status, opportunities, vulnerability. In: Lal R, Lorenz K, Hüttl RFJ, Schneider BU, von Braun J (eds) *Recarbonization of the biosphere—ecosystems and the global carbon cycle*. Springer, pp. 275–302.
- Conant, R.T. (2012) Grassland soil organic carbon stocks: status, opportunities, vulnerability. In: Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R.F.J., Schneider, B.U. & von Braun, J. (eds.) *Recarbonization of the biosphere —ecosystems and the global carbon cycle*. Springer, pp. 275–302.
- Conant, R.T., Six, J. & Paustian, K. (2003) Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I. Management-intensive versus extensive grazing. *Biol. Fertil. Soils*, 38, 386–392.
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B. & Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27(2), 662-668.
- Conant, R.T. & Paustian, K. (2002) Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Glob. Biogeochem. Cycle*, 16, 1143.
- Conant, R. T., Paustian, K. & Elliott, E. T. (2001) Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol. Appl.*, 11, 343–355.
- Cong, W., van Ruijven, J., Mommer, L., De Deyn, G.B., Berendse, F. & Hoffland, E. (2014) Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. *J. Ecol.*, 102, 1163–1170.
- Conner, D. S., Campbell-Arvai, V. & Hamm, M. W. (2008) Consumer Preferences for Pasture-Raised Animal Products: Results from Michigan. *Journal of Food Distribution Research*. Food Distribution Research Society, 39(2).
- Conner, D. S. & Oppenheim, D. (2008) Demand for pasture-raised livestock products in Michigan: Results of consumer surveys and experimental auctions. *Journal of food distribution research*. ageconsearch.umn.edu, 39(856-2016–57896), pp. 45–50.
- Creighton, P., Kennedy, E., Hennessy, D. & O'Donovan, M. (2016) Impacts of Sward Renewal Method with Perennial Ryegrass (*Lolium perenne*) on Dry Matter Yield, Tiller Density and Nitrate Leaching. *American Journal of Plant Sciences*, 7, 684-694.
- Crème, A., Rumpel, C., Gastal, F., de la Luz Mora Gil, M. & Chabbi, A. (2016) Effects of grasses and a legume grown in monoculture or mixture on soil organic matter and phosphorus forms. *Plant Soil*, 402, 117–128.

- Crosson, P.L., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M. & Kenny, D.A. (2011) A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* (166–167), 29–45.
- Dahms, H., Lenoir, L., Lindborg, R., Wolters V. & Dauber J. (2008) Restoration of seminatural grasslands: what is the impact on ants? *Restoration Ecology*, 18, 330–337.
- DairyNZ (2017) DairyNZ Pasture Growth Forecaster Tool: <http://pasture-growth-forecaster.dairynz.co.nz/http://pasture-growth-forecaster.dairynz.co.nz/>.
- Davies, A. (1977) Structure of the grass sward. In: *Proceedings of the International meeting on animal production from temperate grassland. Proceedings of the International Meeting on Animal Production from Temperate Grassland*, 36–44. Uit: *Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet*, 2020.
- Davis, C. (2016) Cost-benefit analysis of multi-species cover crop mixtures used for supplemental forage. in *Resilience emerging from scarcity and abundance. ASA, CSSA and SSSA International Annual Meetings*.
- de Bello, F., Lepš, J. & Sebastià, M.-T. (2007) Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *J. Veg. Sci.*, 18, 25–34.
- Defrance P., Delaby L. & Seuret J.M. (2005) Herb'aVenir, a simple decision support tool for grazing management. *Rencontres Recherches Ruminants*, 12, 80.
- De Graaf, S. et al. (2016) Market Opportunities for Animal-Friendly Milk in Different Consumer Segments, *Sustainability: Science Practice and Policy. Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 8(12), p. 1302.
- de Klein, C.A.M. & Eckard, R.J. (2008) Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48, 14–20.
- de Klein C. M. & Ledgard S. (2005) Nitrous Oxide Emissions from New Zealand Agriculture - key Sources and Mitigation Strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, 77–85.
- Delaby, L., Duboc, G., Cloet, E. & Martinot, Y. (2015). *Pastur'Plan*, a dynamic tool to support grazing management decision making in a rotational grazing system. *Grassland Science in Europe*, 20, 200–202.
- Delaby, L., Peyraud, J. L., & Delagarde, R. (2001) Effect of the level of concentrate supplementation, herbage allowance and milk yield at turn-out on the performance of dairy cows in mid lactation at grazing. *Animal Science*, 73(1), 171–181.
- Delgado, J.A., P.M., Groffman, M.A. Nearing, T. Goddard, D. Reicosky, R. Lal, N.R. Kitchen, C.W. Rice, D. Towery & P. Salon. (2011). Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66, 118A–129A, doi:10.2489/ jswc.66.4.118A.
- del Prado, A., Merino P., Estavillo, J. M., Pinto, M. & González-Murua, C. (2006) N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 74(3), 229–243.
- del Prado, A., Misselbrook, T., Chadwick, D., Hopkins, A., Dewhurst, R.J., Davison, P., Butler, A., Schröder, J. & Scholefield D. (2011) SIMSDAIRY: A modelling framework to identify sustainable dairy farms in the UK. Framework description and test for organic systems and N fertiliser optimisation. *Science of the Total Environment*, 409, 3993–4009.
- del Prado, A., Van den Pol-van Dasselaar, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Sandars, D., Audsley, E. & Mosquera-Losada, M.R. (2014) Synergies between mitigation and adaptation to climate change in grassland-based farming systems. Uit: *Grassland Science in Europe*, 19 - EGF at 50: the Future of European Grassland.
- Denef, K., Roobroeck, D., Manimel Wadu, M.C.W., Lootens, P. & Boeckx, P. (2009) Microbial community composition and rhizodeposit-carbon assimilation in differently managed temperate grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 144–153.
- Desjardins, R., Worth, D., Vergé, X., Maxime, D., Dyer, J. & Cerkowniak, D. (2012) Carbon footprint of beef cattle. *Sustainability*, 4 (12), 3279–3301.

- De Vries, F. T., Bracht Jørgensen, H., Hedlund, K. & Bardgett, R. D. (2015) Disentangling plant and soil microbial controls on carbon and nitrogen loss in grassland mesocosms. *J. Ecol.*, 103, 629–640.
- de Vries, M., van Middelaar, C.E. & de Boer, I.J.M. (2015) Comparing environmental impacts of beef production systems: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.*, 178, 279–288.
- Dewhurst, R. J. et al. (2006) Increasing the concentrations of beneficial polyunsaturated fatty acids in milk produced by dairy cows in high-forage systems. *Animal feed science and technology*. Elsevier BV, 131(3–4), 168–206.
- Díaz, S. et al. (2007) Plant trait responses to grazing - A global synthesis. *Glob. Chang. Biol.*, 13, 313–341.
- Dillon, P., Crosse, S., Stakelum, G., & Flynn, F. (1995) The effect of calving date and stocking rate on the performance of spring-calving dairy cows. *Grass and Forage Science*, 50(3), 286–299.
- Dignac, M.-F. et al. (2017) Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 37, 14.
- Dintwe, K. & Okin, G.S. (2018). Soil organic carbon in savannas decreases with anthropogenic climate change. *Geoderma*, 309, 7–16.
- di Virgilio, A., Lambertucci, S.A. & Moralesa, J.M. (2019). Sustainable grazing management in rangelands: Over a century searching for a silver bullet. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 283, 106561.
- Dlamini, P., Chivenge, P. & Chaplot, V. (2016) Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: a meta-analysis shows. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 221, 258–269.
- Donaghy, D. & Fulkerson, B. (2001) Principles for developing an effective grazing management system for ryegrass-based pastures, 10.
- Dungait, J.A.J., Bol, R., Lopez-Capel, E. et al. (2010) Applications of stable isotope ratio mass spectrometry in cattle dung carbon cycling studies. *Rapid Commun. Mass. Spectrom.*, 24, 495–500.
- Duru, M. & Ducrocq, H. (2000) Growth and Senescence of the Successive Leaves on a Cocksfoot Tiller. Effect of Nitrogen and Cutting Regime. *Annals of Botany*, 85, 645–653. Uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet, 2020).
- Eagle, A. J., Olander, L. P. & Donald, L. S. (2012) Chapter Three - Greenhouse Gas Mitigation with Agricultural Land Management Activities in the United States-A Side-by-Side Comparison of Biophysical Potential. *Advances in Agronomy*. Academic Press. Uit: del Prado et al. (2014).
- Eckard, R.J., Grainger, C. & de Klein, C.A.M. (2010) Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. *Livestock Science*, 130, 47–56.
- Eldridge D.J. & Delgado-Baquerizo, M. (2017) Continental-scale impacts of livestock grazing on ecosystem supporting and regulating services. *Land Degrad. Develop.*, 28, 1473–1481.
- Eldridge, D.J., Poore, A.G.B., Ruiz-Colmenero, M., Letnic, M. & Soliveres, S. (2016) Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecol. Appl.*, 26, 1273–1283.
- Ellenberg, H. & Leustchner, C. (2010) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 6. Auflage, Ulmer, UTB. Uit: Isselstein, J. & Kayser, M. (2014). Functions of grassland and their potential in delivering ecosystem services. Uit: *Grassland Science in Europe*, Vol. 19 - EGF at 50: the Future of European Grasslands.
- Enriquez-Hidalgo, D., Gilliland, T., Deighton, M. H., O'Donovan, M. & Hennessy, D. (2014) Milk production and enteric methane emissions by dairy cows grazing fertilized perennial ryegrass pasture with or without inclusion of white clover. *J. Dairy Sci.*, 97, 1400–1412.
- Emissions Reduction Fund (2017) Available at: <http://www.cleanenergyregulator.gov.au/ERF/Choosing-a-project-type/Opportunities-for-the-land-sector/Vegetation-methods/Sequestering-carbon-in-soil-in-graz-ing-systems>.
- EPI-AGRI Focus Group Grazing for Carbon – Final report (2018).
- Erb, K.H., Kastner, T., Plutzer, C. et al. (2018) Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature*, 553, 73–76.

- Esposito, G. et al. (2014) Fatty acid and sensory profiles of Caciocavallo cheese as affected by management system. *Journal of dairy science*, 97(4), 1918–1928.
- Estavillo, J. M., Merino, P., Pinto, M., Yamulki, S., Gebauer, G., Sapek, A. & Corre W. (2002) Short term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant and Soil*, 239(2), 253–265.
- European Commission (EC) - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (JRC) (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Im-pact Assessment in the European Context. Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- EU (2013a) Building the Single Market for Green Products Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations. Communication/COM/2013/0196 final.
- EU (2013b) Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations (2013/179/EU). Official Journal of the European Union, Volume 56.
- European Commission (2021). New CAP: 2023-2027 – Key policy objectives of the new CAP: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/new-cap-2023-27/key-policy-objectives-new-cap_en
- European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Agriculture and Climate Mitigation: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-4-agriculture-and-climate-mitigation_en.pdf
- European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Efficient soil management: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-5-soil_en.pdf
- European Commission (2021). New CAP: 2023-2027: CAP specific objective – Biodiversity and Farmed landscapes: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/key_policies/documents/cap-specific-objectives-brief-6-biodiversity_en.pdf
- Eyles, A., Coghlan, G., Hardie, M., Hovenden, M. & Bridle, K. (2015) Soil carbon sequestration in cool-temperate dryland pastures: mechanisms and management options. *Soil Research*, 53, 349–365.
- FAO (2006) World Agriculture: Towards 2030/2050. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. & Otero-Casal, C. (2017) Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 114, 10572–10577.
- Fetzel, T., Havlik, P., Herrero, M. & Erb, K.H. (2017) Seasonality constraints to livestock grazing intensity. *Glob. Change Biol.*, 23, 1636–1647.
- Finkbeiner, M. (2014) Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(2), 266–271.
- Fischer, C., & Lyon, T. P. (2014) Competing environmental labels. *Journal of Economics & Management Strategy*, 23(3), 692–716.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P. et al. (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.
- Follett, R.F. & Reed, D.A. (2010) Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecol. Manag.*, 63, 4–15.
- Fontaine, S. & Barot, S. (2005) Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecol. Lett.*, 8, 1075–1087.
- Forge, T.A., Bittman, S. & Kowalenko, C.G. (2005) Responses of grassland soil nematodes and protozoa to multi-year and single-year applications of dairy manure slurry and fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 1751–1762.

- Fornara, D. A. & Tilman, D. (2008) Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. 314–322.
- Franzluebbers, A.J. & Stuedemann, J.A. (2010) Surface soil changes during twelve years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 74, 2131–2141.
- Franzluebbers, A.J., Paine, L.K., Winsten, J.R., Krome, M., Sanderson, M.A., Ogles, K. & Thompson, D. (2012) Well-managed grazing systems: a forgotten hero of conservation. *J. Soil Water Conserv.*, 67 (4), 100A–104A.
- Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A. & Wilkinson, S.R. (2001). Bermudagrass management in the Southern Piedmont USA: I. Soil and surface residue carbon and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, 834–841.
- Fulkerson, B., Blacklock, M. & Nelson, N. (1997) Managing pastures. Wollongbar, N.S.W.: NSW Agriculture. Uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet, 2020.
- Future Earth (2016) Available at: <http://www.futureearth.org/blog/2016-feb-3/whats-value-soil-carbon-live-stock-grazing>.
- Garcia-Pausas, J. et al. (2008) Factors regulating carbon mineralization in the surface and subsurface soils of Pyrenean mountain grasslands. *Soil Biol. Biochem.*, 40, 2803–2810.
- Garnett, T., Appleby, M.C. & Balmford, A. (2013) Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*, 341, 33–34.
- Garnett, T., Godde, C., Muller, A. et al. (2017) Grazed and Confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question – and what it all means for greenhouse gas emissions. University of Oxford, FCRN. Uit: Lorenz K. & Lal R. (2018).
- Gassler, B. et al. (2018) Keep on grazing: factors driving the pasture-raised milk market in Germany. *British Food Journal*. Emerald Publishing Limited, 39, p. 88.
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C. & Plantureux, S. (2012) Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 32, 133–160.
- Getter, K. L. et al. (2014) Pasture-Raised Milk: The Market for a Differentiated Product. *Journal of Food Products Marketing*. Routledge, 20(2), 146–161.
- Gilmanov, T.G., Soussana, J.F., Aires, L., Allard, V. et al. (2007) Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 121, 93–120.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. & Toulmin, C. (2010) Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327, 812–818.
- Gosling, P., van der Gast, C. & Bending, G.D. (2017) Converting highly productive arable cropland in Europe to grassland: a poor candidate for carbon sequestration. *Sci. Rep.*, 7, 10493.
- Gourlez de la Motte, L., Mamadou, O., Beckers, Y., Bodson, B., Heinesch, B. & Aubinet, M. (2018) Rotational and continuous grazing does not affect the total net ecosystem exchange of a pasture grazed by cattle but modifies CO₂ exchange dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 253, 157–165.
- Graux, A. I., Bellocchi, G., Lardy, R. & Soussana, J. F. (2013) Ensemble modelling of climate change risks and opportunities for managed grasslands in France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170, 114–131.
- Gregorich, E.G., Drury, C.F. & Baldock, J.A. (2001) Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 81, 21–31.
- Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E. & Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 114 (44), 11645–11650.

- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change biology*, 8(4), 345-360.
- Hamilton, E.W. & Frank, D.A. (2001) Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass. *Ecology*, 82, 2397–2402.
- Hart K. J., Yañez-Ruiz D. R., Duval S. M., McEwan N. R. & Newbold C. J. (2008) Plant extracts to manipulate rumen fermentation. *Animal Feed Science Technology*, 147, 8-35.
- Hartikainen, H., Roininen, T., Katajajuuri, J. M., & Pulkkinen, H. (2014) Finnish consumer perceptions of carbon footprints and carbon labelling of food products. *Journal of Cleaner Production*, 73, 285-293.
- Haug, A., Høstmark, A. T. & Harstad, O. M. (2007) Bovine milk in human nutrition--a review. *Lipids in health and disease*, 6, 25.
- Hector et al. (1999) Plant diversity and productivity experiments in european grasslands. *Science* (80), 286, 1123–1127.
- Hellweg, S. & Milà i Canals, L. (2014) Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344, 1109–13.
- Henderson, B.B., Gerber, P.J., Hilinski, T.E. et al. (2015) Greenhouse gas mitigation potential of the world's grazing lands: Modeling soil carbon and nitrogen fluxes of mitigation practices. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 207, 91–100.
- Hennessy, D., De Vliegheer, A. Die Dean, M., Klumpp, K., Poilane, A., Richmond, R., Schönhart, M., Svoboda, P. & van Rijn, C. (2018) Mini-paper - Guidelines. EIP-AGRI Focus Group – Grazing for carbon.
- Hennessy, D., O'Donovan, M., French, P. & Laidlaw, A.S. (2006) The effects of date of autumn closing and timing of winter grazing on herbage production in winter and spring. *Grass and Forage Science*, 61, 363-374.
- Herd, R.M., Archer, J.A. & Arthur, P.F. (2003). Reducing the cost of beef production through genetic improvement in residual feed intake: opportunity and challenges to application. *Journal of Animal Science* 81(E, Suppl. 1), E9–E17.
- Herrero, M., Havlík, P., Valin, H. et al. (2013) Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 110, 20888–20893.
- Hirata, M., Sato, R. & Shin-Ichiro, O. (2002) Effect of progressive grazing of a pasture on the spatial distributions of herbage mass and utilization by cattle: A preliminary study. *Ecological Research*, 17, 381–393.
- Holling, C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4, 1–23. In: Sabatier et al., 2015.
- Hornibrook, S., May, C., & Fearne, A. (2015) Sustainable development and the consumer: Exploring the role of carbon labelling in retail supply chains. *Business Strategy and the Environment*, 24(4), 266-276.
- Howden, S. M., Crimp S. J. & Stokes, C. J. (2008) Climate change and Australian livestock systems: impacts, research and policy issues. *Animal Production Science*, 48(7), 780-788. Uit: del Prado et al., 2014.
- Huyghe, C., De Vlieger, A. & Golinski, P. (2014a) European grasslands overview: temperate region. Uit: *Grassland Science in Europe*, Vol. 19 - EGF at 50: the Future of European Grasslands.
- Huyghe, C., De Vliegheer, A., Van Gils, B. & Peeters, A. (2014b) Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies, pp. 1-323. Editions Quae, Versailles, France.
- Irisarri, J.G.N., Aguiar, S., Oesterheld, M., Derner, J.D. & Golluscio, R.A. (2017) A narrower gap of grazing intensity. Reply to Fetz et al., 2017 Seasonality constrains to livestock grazing intensity. *Glob. Change Biol.*, 23, 3965–3966.
- Isselstein, J. & Kayser, M. (2014). Functions of grassland and their potential in delivering ecosystem services. Uit: *Grassland Science in Europe*, Vol. 19 - EGF at 50: the Future of European Grasslands.
- Janzen, H.H. (2010) What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, 783-796.
- Johnston, A. E., Poulton, P. R., & Coleman, K. (2009) Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in agronomy*, 101, 1-57.

- Johnson, R. J. & Thomson, N. A. (1996) 'Effect of pasture species on milk yield and milk composition', Proceedings of the New Zealand Grassland Association. nzgajournal.org.nz, pp. 151–156.
- Jones, M.B. (2010) Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils. In: Abberton, M., Conant, R. & Batello, C. (eds) Grassland carbon sequestration: management, policy and economics—proceedings of the Workshop on the role of grassland carbon sequestration in the mitigation of climate change. Integrated crop management, vol 11. FAO, Rome, pp 1–18.
- Jones, M.B. & Donnelly, A. (2004) Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.*, 164, 423–439.
- Jones, D.L., Nguyen, C. & Finlay, R.D. (2009) Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant Soil*, 321, 5–33.
- Kennedy, J., Dillon, P., Delaby, L., Faverdin, P., Stakelum, G., & Rath, M. (2003) Effect of genetic merit and concentrate supplementation on grass intake and milk production with Holstein Friesian dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 86(2), 610–621.
- Kirwan, L. et al. (2007) Evenness drives consistent diversity effects in intensive grassland systems across 28 European sites. *J. Ecol.*, 95, 530–539.
- Kostrzewa, R. & A. Kostrzewa, A. (1993) *Der Turmfalke*. - Sammlung Vogelkunde, AULA-Verlag. Wiesbaden, 133.
- Kreyling, J., Thiel, D., Simmnacher, K., Willner, E., Jentsch, A. & Beierkuhnlein, C. (2012) Geographic origin and past climatic experience influence the response to late spring frost in four common grass species in central Europe. *Ecography*, 35(3), 268–275.
- Kumar, A. B. M. & Nair P. K. R. (2011) Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges. Springer.
- Kristensen, T., Sørensen, K., & Kristensen, I. S. (2005) Management of grasslands in intensive dairy livestock farming. *Livestock Production Science*, 96(1), 61–73.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. (2000) Carbon input by plants into the soil. Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 421–431.
- Laca, E.A. (2009). New approaches and tools for grazing management. *Rangeland Ecology & Management*, 62, 407–417.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1), 1–22.
- Laliberté, E. & Tylianakis, J. M. (2012). Cascading effects of long-term land-use changes on plant traits and ecosystem functioning. *Ecology* 93, 145–155.
- Lange, M. et al. (2015) Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nat. Commun.*, 6, 6707.
- Launchbaugh, K. & Walker, J. (2006) Targeted grazing: a new paradigm for livestock management. In: K. Launchbaugh and J. Walker [eds.]. Targeted grazing: a natural approach to vegetation management and landscape enhancement. Centennial, CO, USA: Cornell Printing. p. 1–8.
- Leach, A. M., Emery, K.A., Gephart, J., Davis, K.F., Erisman, J.W.A. et al. (2016) Environmental impact food labels combining carbon, nitrogen, and water footprints. *Food policy*, 61, 213–223.
- Lee, J.M., Donaghy, D.J., Sathish, P. & Roche, J.R. (2010) Perennial ryegrass regrowth after defoliation – physiological and molecular changes, 9.
- Lee, H., Rahn, T. & Throop, H. (2012) An accounting of C-based trace gas release during abiotic plant litter degradation. *Glob Change Biol.*, 18, 1185–1195.
- Lemaire, G. (1987) Physiologie de la croissance de l'herbe : application au pâturage. *Fourrages*, 323–344. Uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet, 2020.
- Lemaire, G., Hodgson, J., De Moraes, A., Nabinger, C. & Carvalho, P. (2000) Grassland ecophysiology and grazing ecology. Oxford, New York, CABI Pub. Uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet, 2020.

- Leray, O., Doligez, P., Jost, J., Pottier, E. & Delaby, L. (2017) Présentation des different techniques de pâturage selon les espèces herbivores utilisatrices, 7. Uit: Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© - Synthèse de 6 années de projet, 2020.
- Liebig, M.A., Gross, J.R., Kronberg, S.L., Phillips, R.L. & Hanson, J.D. (2010) Grazing management contributions to net global warming potential: A long-term evaluation in the Northern Great Plains. *Journal of Environmental Quality*, 39, 799-809.
- Lorenz K. & Lal, R. (2005) The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Adv. Agron.*, 88, 35–66.
- Lorenz K. & Lal R. (2018) Carbon sequestration in agricultural ecosystems. Springer, 392 pp.
- Lunt, I.D., Eldridge, D.J., Morgan, J.W. & Witt, G.B. (2007) A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Austr. J. Bot.*, 55, 401–415.
- Lyon, A., Bell, M.M., Gratton, C. & Jackson, R. (2011) Farming without a recipe: Wisconsin graziers and new directions for agricultural science. *J. Rural. Stud.*, 27 (4), 384–393.
- Machmuller, M.B., Kramer, M.G., Cyle, T.K., Hill, N., Hancock, D. & Thompson, A. (2015) Emerging land use practices rapidly increase soil organic matter. *Nature communications*, 6:6995.
- Maillard, É. & Angers, D.A. (2014) Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.*, 20, 666–679.
- Manske, L.L. (2004). *Biologically Effective Grazing Management* (NDSU).
- Månsson, H. L. (2008) 'Fatty acids in bovine milk fat', *Food & nutrition research*, 52. doi: 10.3402/fnr.v52i0.1821.
- Martin, G., Cruz, P., Theau, J.P., Jouany, C., Fleury, P., Granger, S., Faivre, R., Balent, G., Lavorel, S. & Duru, M. (2009a) A multi-site study to classify semi-natural grassland types. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 129 (4), 508–515.
- Martin, G., Hossard, L., Theau, J.P., Therond, O., Josien, E., Cruz, P., Rellier, J.P., Martin-Clouaire, R. & Duru, M., (2009b) Characterizing potential flexibility in grassland use. Application to the French Aubrac area. *Agron. Sustain. Dev.*, 29 (2), 381–389.
- Matthew, C. & Techio Pereira, L. (2017) Forage Plant Ecophysiology: A Discipline Come of Age. *Agriculture*, 7, 63.
- Macdonald, K. A., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., & Roche, J.R. (2008) Effect of stocking rate on pasture production, milk production, and reproduction of dairy cows in pasture-based systems. *J. Dairy Sci.*, 91, 2151–2163. [https:// doi .org/ 10 .3168/ jds .2007 -0630](https://doi.org/10.3168/jds.2007-0630).
- Macdonald, K. A., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Bryant, A.M., Kidd, J.M., & Roche, J.R. (2017) Production and economic responses to intensification of pasture-based dairy production systems. *J. Dairy Sci.*, 100, 6602–6619. [https:// doi .org/ 10 .3168/ jds .2016 -1249](https://doi.org/10.3168/jds.2016-1249).
- Macdonald, K. A., Beca, D., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S. & Roche, J.R. (2011) Short communication: Effect of stocking rate on the economics of pasture-based dairy farms. *J. Dairy Sci.*, 94, 2581–2586. [https:// doi .org/ 10 .3168/ jds .2010 -3688](https://doi.org/10.3168/jds.2010-3688).
- Macleod, C. J. A., Humphreys, M. W., Whalley, W. R., Turner, L., Binley, A., Watts, C. W., Skot, L., Joynes, A., Hawkins, S., King, I. P., O'Donovan, S. & Haygarth, P. M. (2013) A novel grass hybrid to reduce flood generation in temperate regions. *Scientific reports*, 3.
- McSherry, M.E. & Ritchie, M.E. (2013) Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Glob. Chang. Biol.*, 19, 1347–1357. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12144>.
- Necpalova, M., Casey, I.A., Fitzgerald, E. & Humphreys, J. (2011) Changes in soil organic C in a clay-loam soil under permanent and cultivated grassland. *Proceedings of the Agricultural Research Forum, 2011, 14 – 15 March, 2011, Tullamore, Ireland*. p. 28.
- Nguyen, C. (2009) Rhizodeposition of organic C by plant: mechanisms and controls. In: Lichtfouse, E., Navarrete M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (eds) *Sustainable agriculture*. Springer, Netherlands, pp 97–123.

- Milcu, A., Roscher, C., Gessler, A., Bachmann, D., Gockele, A., Guderle, M., Landais, D., Piel C. et al. (2014) Functional diversity of leaf nitrogen concentrations drives grassland carbon fluxes. *Ecol. Lett.*, 17, 435–444.
- Monfreda, C., Ramankutty, N. & Foley, J.A. (2008) Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochem. Cyc.*, 22, GB1022.
- Mosquera-Losada, M. R. & González-Rodríguez, A. (1998) Effect of annual stocking rates in grass and maize+rye system on production by dairy cows. *Grass and Forage Science*, 53(2), 95–108.
- Mountford, J.O., Lakhani, K.H. & Kirkham F.W. (1993) Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. *Journal of Applied Ecology*, 30, 321–332. Uit: del Prado et al., 2014.
- Mueller, K. E., Tilman, D., Fornara, D. A. & Hobbie, S. E. (2013) Root depth distribution and the diversity-productivity relationship in a long-term grassland experiment. *Ecology*, 94, 787–793.
- Muir, J. P., Pitman, W. D. & Foster, J. L. (2011) Sustainable, low-input, warm-season, grass-legume grassland mixtures: Mission (nearly) impossible? *Grass Forage Sci.*, 66, 301–315.
- Norton, B.E., Barnes, M. & Teague, R. (2013) Grazing Management Can Improve Livestock Distribution - Increasing accessible forage and effective grazing capacity. *Rangelands*, 35(5), 45–51.
- Oates, L.G., Undersander, D.J., Gratton, C., Bell, M.M. & Jackson, R.D. (2011) Management intensive rotational grazing enhances forage production and quality of subhumid cool-season pastures. *Crop Sci.*, 51, 892.
- O’Callaghan, T. F. et al. (2018) ‘Pasture Feeding Changes the Bovine Rumen and Milk Metabolome’, *Metabolites*. mdpi.com, 8(2). doi: 10.3390/metabo8020027.
- O’Callaghan, T. F. et al. (2019) ‘Nutritional aspects of raw milk’, in *Raw Milk*. Elsevier, pp. 127–148.
- Oliveira, G., Clemente, A., Nunes, A. & Correia, O. (2014) Suitability and limitations of native species for seed mixtures to re-vegetate degraded areas. *Appl. Veg. Sci.*, 17, 726–736.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M., Lal, R. & Morton, L.W. (2017) Soil ecosystem services and intensified cropping systems. *J. Soil Water Conserv.*, 72, 64A–69A. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.72.3.64A>.
- Olesen, J. E., Trnka, M., Kersebaum, K. C., Skjelvåg, A. O., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rossi, F., Kozyra, J. & Micale, F. (2011) Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy*, 34, 96–112.
- Pärt T. & Söderström B. (1999) The effects of management regimes and location in landscapes on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation*, 90, 113–123.
- Parsons, A., Rowarth, J., Thornley, J. & Newton, P. (2011) Primary production of grasslands, herbage accumulation and use, and impacts of climate change. In: Lemaire, G., Hodgson, J., Chabbi, A. (eds) *Grassland productivity and ecosystem services*. CAB International, Wallingford, U.K., pp 3–18. Uit : Lorenz K. & Lal R. (2018).
- Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© (2020) - Synthèse de 6 années de projet. : <https://www.life-ptd.com/resultats/synthese/>
- Pâturage tournant dynamique – Méthode Herby© (2020) : <https://www.life-ptd.com/>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P. & Smith, P. (2016) Climate smart soils. *Nature*, 532, 49–57. <http://dx.doi.org/10.1038/nature17174>.
- Peeters A. (2009) Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grass-lands and grassland-based systems in Europe. *Grassland Science*, 55, 1–13.
- Peeters, A. & Hopkins, A. (2010) Climate change mitigation in European grasslands. In: ‘Grassland in a changing world’, Proceedings of the 23rd General Meeting of the European Grassland Federation, Kiel, Germany, August 29th – September 2nd, 2010. pp. 72–74. Uit Hennessey et al., 2018.

- Peeters, A. & Wezel, A. (2017) Chapter 11: Agroecological Principles and Practices for Grass-based Farming Systems. In: In book: Agroecological practices for sustainable agriculture: principles, applications, and making the transition., Publisher: World Scientific, New Jersey, USA,, Editors: A. Wezel, pp.293-354.
- Pereira, H.M., Domingos, T., Vicente, L. & Proença, V. (Eds) (2009) Ecosistemas e Bem-Estar Humano: A Avaliação para Portugal do Millenium Ecosystem Assessment ("Ecosystems and Well-being: Millenium Ecosystem Assessment for Portugal", in Portuguese). Escolar Editora, Lisbon.
- Petz, K., Alkemade, R., Bakkenes, M., et al. (2014) Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Glob. Environ. Change*, 29, 223–234.
- Personeni, E. & Loiseau, P. (2005) Species strategy and N fluxes in grassland soil—a question of rootlitter quality or rhizosphere activity? *Europ. J. Agron.*, 22, 217–229.
- Perlut, N.G. & Strong, A.M. (2011) Grassland Birds and Rotational-Grazing in the Northeast: Breeding, Ecology, Survival and Management Opportunities. *The Journal of Wildlife Management*, 75(3), 715-720.
- Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. & Halberg, N. (2013) An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *J. Clean. Prod.*, 52, 217–224.
- Peyraud, J. L., Mosquera-Losada, R., & Delaby, L. (2004) Land Use Systems in Grassland Dominated Regions. In A. Lüscher, B. Jeangros, W. Kessler, O. Huguenin, M. Lobsiger, N. Millar, & D. Suter (Eds.), *Challenges and tools to develop efficient dairy systems based on grazing: how to meet animal performance and grazing management* (pp. 1–1233). Swiss Grassland Society (Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaues, AGFF).
- Pinto, M., Merino, P., Del Prado, A., Estavillo, J. M., Yamulki, S., Gebauer, G. & Oenema O. (2004) Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70(1), 13-22.
- Plantureux, S., Peeters, A. & McCracken, D. (2005) Biodiversity in intensive grasslands: effect of management improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3, 153-164.
- Plassart, P., Vincelas, M.A., Gangeux, C., Mercier, A., Barray, S. & Laval, K. (2008) Molecular and functional responses of soil microbial communities under grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, 286-293.
- Pollard, E. (1991) Monitoring butterfly numbers. F.B. Goldsmith (Ed.), *Monitoring for Conservation and Ecology*, Chapman and Hall (1991), pp. 87-111. Uit: Aviron S., Jeanneret P., Schüpbach B., Herzog F., 2007. Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122, 295-304.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen J. & Kuussaari, M. (2005) Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 122, 465-478.
- Radkowska, I. & Herbut, E. (2017) 'The effect of housing system of Simmental cows on processing suitability of milk and quality of dairy products', *Animal science papers and reports / Polish Academy of Sciences Institute of Genetics and Animal Breeding, Jastrzebiec*. search.ebscohost.com, 35(2).
- Raymond, A.F. (2013) Investigating the carbon footprint of cattle grazing the lac du bois grasslands: The effects changes in management may have on reducing and removing GHG emissions, and opportunities for BC ranchers to explore carbon offset opportunities. MSc thesis, Thompson Rivers University.
- Ravetto Enri, S., Probo, M., Farruggia, A., Lanore, L., Blanchetete, A., & Dumont, B. (2017) A biodiversity-friendly rotational grazing system enhancing flower-visiting insect assemblages while maintaining animal and grassland productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 241, 1-10.
- Revello Chion, A. et al. (2010) 'Variation of fatty acid and terpene profiles in mountain milk and "Toma piemontese" cheese as affected by diet composition in different seasons', *Food chemistry*, 121(2), pp. 393–399.
- Reichholf, J.H. (2004) Sind Hauskatzen Nahrungskonkurrenten der Scheiereulen (Tyto alba)? Eulen Rundblick Schriftenreihe der AG zum Schutz bedrohter Eulen, 51-52, 11-14 (In het Duits).

- Reisch, L., Eberle, U. & Lorek, S. (2013) 'Sustainable food consumption: an overview of contemporary issues and policies', *Sustainability: Science Practice and Policy*. Taylor & Francis, 9(2), pp. 7–25.
- Ribas, A. et al. (2015) Plant identity and evenness affect yield and trace gas exchanges in forage mixtures. *Plant Soil*, 391, 93–108.
- Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. & Mosquera-Losada, M. R. (2009) *Agroforestry in Europe*. Springer, pp. 127–160.
- Roche, J.R., Berry, D.P., Bryant, A.M., Burke, C.R., Butler, S.T., Dillon, P.G., Donaghy, D.J., Horan, B., Macdonald, K.A. & Macmillan, K.L. (2017) A 100-year Review: A century of change in temperate grazing dairy systems. *J. Dairy Sci.*, 100, 10189–10233.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. et al. (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472–475.
- Rocha Correa, P.F., Koncz, P., Poilane, A., Schaak, H., Schönhart, M., Svoboda, P., Teixeira, R. & van Rijn, C. (2018) EIP-AGRI Focus Group – Grazing for carbon Mini-paper – Incentives.
- Rook, A. J. et al. (2004) Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - A review. *Biological Conservation*, 119, 137–150.
- Rosenzweig, C. & Tubiello, F. N. (2007) Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(5), 855–873.
- Rossignol, N., Andueza, D., Carrère, P., Cruz, P., Duru, M., Fiorelli, J.-L., Michaud, A., Plantureux, S., Pottier, E. & Baumont, R. (2014) Assessing population maturity of three perennial grass species: Influence of phenology and tiller demography along latitudinal and altitudinal gradients. *Grass and Forage Science*, 69, 534–548.
- Rumpel, C. (2011) Carbon storage and organic matter dynamics in grassland soils. In: Lemaire, G., Hodgson, J. & Chabbi, A. (eds) *Grassland productivity and ecosystem services*. CAB International, Wallingford, U.K., pp 65–72.
- Sabatier, R., Oates, L., Brink, G., Blier, J. & Jackson, R. (2015). Grazing in an uncertain environment: modeling the trade-off between production and robustness. *Agron. J.*, <http://dx.doi.org/10.2134/agronj14.0357>.
- Sanderman, J., Heng, I. T. & Fiske, G.J. (2017) Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA Early Edition*. Uit: Lorenz K. & Lal R. (2018).
- Sanderson, F.J., Kloch, A., Sachanowicz, K. & Donald, P. (2009) Predicting the effects of agricultural change on farmland bird populations in Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129, 37–42.
- Saugier, B., Roy, J. & Mooney, H.A. (2001) Estimations of global terrestrial productivity: converging toward a single number? In: Roy, J., Saugier, B. & Mooney, H.A. (eds) *Terrestrial global productivity*. Academic Press, San Diego, pp. 543–557. Uit: Lorenz K. & Lal R. (2018).
- Savory, A. & Butterfield, J. (1998) *Holistic Management: A New Framework for Decision Making*, 2nd Ed. Island Press. Uit Stanley et al., 2018.
- Schneider, U.A. & Smith, P. (2009) Energy intensities and greenhouse gas emission mitigation in global agriculture. *Energy Efficiency*, 2, 195–206.
- Schönfeldt, H. C., Hall, N. G. & Smit, L. E. (2012) 'The need for country specific composition data on milk', *Food research international*. Elsevier BV, 47(2), pp. 207–209.
- Sebastia, M.-T., Chabbi, A. et al. (2018) Mini-paper Mixtures of species. EIP-AGRI Focus Group – Grazing for Carbon
- Sebastià, M.-T., de Bello, F., Puig, L. & Taull, M. (2008) Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Appl. Veg. Sci.*, 11, 215–222.
- Sebastia, M.-T., Palero, N. & de Bello, F. (2011) Changes in management modify agro-diversity in sainfoin swards in the Eastern Pyrenees., 31, 533–540.
- Shalloo, L. (2009) Milk production costs - Can we compete? Teagasc National Dairy Conference, Cork, Ireland, pp 19–38.
- Smith, P. (2013) Delivering food security without increasing pressure on land. *Global Food Security*, 2, 18–23.

- Smith, P. (2014) Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Glob. Chang. Biol.*, 20, 2708–11.
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H. et al. (2014) Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds. Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel, T., Minx, J.C.), pp. 811–922. Cambridge University Press, Cambridge, and New York, NY.
- Smith, P., Cai, Z., Martino, D., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towpray-oon, S., Wattenbach, M. & Smith, J. (2008) Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos. T. Roy. Soc. B.*, 363, 789–813. doi: 10.1098/rstb.2007.2184.
- Smith P., Martino, D., Cai, Z. et al. (2008) Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 789–813.
- Smit, H. J., Metzger, M. J., & Ewert, F. (2008) Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. In *Agricultural Systems* (Vol. 98, Issue 3, pp. 208–219). <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.07.004>.
- Smith, J.T., Tack, J.D., Berkeley, L.I., Szczypinski, M. & Naugle, D.E. (2018) Effects of Rotational Grazing Management on Nesting Greater Sage-Grouse. *The Journal of Wildlife Management*, 82(1), 103-112
- Soudzilovskaia, N.A., van der Heijden, M.G.A., Cornelissen, K.H.C. et al. (2015) Quantitative assessment of the differential impacts of arbuscular and ectomycorrhiza on soil carbon cycling. *New Phytol.*, 208, 280–293.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K. et al. (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 121, 121–134.
- Soussana, J.F. & Lemaire, G. (2014) Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 120, 9–17.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N. et al. (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage*, 20, 219–230.
- Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort V. (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350.
- Soussana, J. F. & Lüscher, A. (2007) Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass and Forage Science*, 62(2), 127-134.
- Stanley, P.L., Rowntree, J.E., Beede, D.K., DeLonge, M.S. & Hamm, M.W. (2018) Impact of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. *Agricultural Systems*, 162, 249-258.
- Stavins, R N. (2001) Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. Discussion Paper 01-58. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Steinauer, K. et al. (2015) Plant diversity effects on soil microbial functions and enzymes are stronger than warming in a grassland experiment. *Ecology*, 96, 99–112.
- Steffens, T., Grissom, G., Barnes, M., Provenza, F. & Roath, R. (2013a). Adaptive Grazing Management for Recovery - Know why you're moving from paddock to paddock. *Rangelands*, 35(5), 28–34.
- Steffens, T.J., Barnes, M.K. & Rittenhouse, L.R. (2013b). Graze period stocking rate, not stock density, determines livestock nutrient intake. *Rangelands*, 35(5), 45-51.
- Steljskalova, M., Hejcmanova, P., Pavlu, V. & Hejcman, M. (2013) Grazing behavior and performance of beef cattle as a function of sward structure and herbage quality under rotational and continuous stocking on species-rich upland pasture. *Animal Science Journal*, 84, 622–629.
- Stypinski, P. (2011) The Effect of Grassland-based Forages on Milk Quality and Quantity. *Agronomy Research*, 9 (Special Issue II), 479–488.

- Schulze, E.-D., Ciais, P., Luyssaert, S., Schrumpp, M. et al. (2010) The European carbon balance. Part 4: integration of carbon and other trace-gas fluxes. *Global Change Biol.*, 16:1451–1469.
- Takács, V. & Frank N. (2009) The traditions, resources and potential of forest growing and multipurpose shelterbelts in Hungary. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M. R. (eds) *Agroforestry in Europe*. Springer, pp. 415-438. https://link-springer-com.odisee.e-bronnen.be/chapter/10.1007%2F978-1-4020-8272-6_21
- Taylor, S.H., Hulme, S.P., Rees, M., Ripley, B.S., Woodward, F.I. & Osborne, C.P. (2010) Ecophysiological traits in C3 and C4 grasses: a phylogenetically controlled screening experiment. *New Phytol.*, 185, 780–791. <https://doi-org.odisee.ezproxy.kuleuven.be/10.1111/j.1469-8137.2009.03102.x>.
- Teague, R., Apfelbaum, R., Lal, U.P., Kreuter, J., Rowntree, C.A., Davies, R., Conser, R., Rasmussen, M., Hatfield, T., Wang, T., Wang, F. & Byck, P. (2016) The role of ruminants in reducing agriculture's carbon footprint in North America. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(2), 156-164.
- Teague, R. & Barnes, M. (2017) Grazing management that regenerates ecosystem function and grazingland livelihoods. *Afr. J. Range Forage Sci.*, 34, 77–86. <http://dx.doi.org/10.2989/10220119.2017.1334706>.
- Teague, W.R., Dowhower, S.L., Baker, S.A., Haile, N., DeLaune P.B. & Conover, D.M. (2011) Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties of tall grass prairie. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141, 310-322.
- Teagasc (2009) Grazing Notebook. www.teagasc.ie.
- Teagasc (2017) PastureBase Ireland. <https://pasturebase.teagasc.ie/V2/login.aspx><https://pasturebase.teagasc.ie>.
- Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Fernandes, S.C., Paes, P. & Carvalho, A.N. (2010) Promoting innovative solutions for soil carbon sequestration: The case of sown biodiverse pastures in Portugal. In *Proceedings of the Gira 2010 – Corporate Governance, Innovation, Social and Environmental Responsibility*, September 9-10, Lisbon.
- Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Costa, A.P.S.V., Oliveira, R., Farropas, L., Calouro, F., Barradas, A.M. & Carneiro, J.P.B.G. (2011) Soil organic matter dynamics in Portuguese natural and sown rainfed grasslands. *Ecological Modelling*, 222(4), 993-1001.
- Teixeira, R.F.M., Proença, V., Crespo, D., Valada, T., & Domingos, T. (2015) A conceptual framework for the analysis of engineered biodiverse pastures. *Ecological Engineering*, 77, 85-97.
- Ten Napel, J., van der Veen, A.A., Oosting, S.J. & Koerkamp, P.W.G.G. (2011) A conceptual approach to design livestock production systems for robustness to enhance sustainability. *Livestock Science*, 139, 150–160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.007>.
- Theodoridou, K. et al. (2011) Effect of plant development during first and second growth cycle on chemical composition, condensed tannins and nutritive value of three sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) varieties and lucerne. *Grass Forage Sci.*, 66, 402–414.
- Thomsen, I.K. & Christensen, B.T. (2004) Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manage*, 20, 432–438.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. & Befort, B.L. (2011) Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 108, 20260–20264.
- Van den Pol-van Dasselaar, A., Vellinga, T. V., Johansen, A., & Kennedy, E. (2008) To graze or not to graze, that's the question. *Grassland Science in Europe*, 13, 706–716.
- Van der Aa, B. De Becker, P., De Bruyn, L., Denys, L., Mergeay, J., Raman, M., Roskams, P., Van den Bergh, E., Van Kerckvoorde, A., Vriens, L., Wouters, J. & Hoffmann, M. (2015) Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen. Agentschap voor Natuur en Bos, 1-285.
- Van Eekeren, N. (2010) Grassland management, soil biota and ecosystem services in sandy soils. Doctoral thesis, Wageningen University, Wageningen, NL, 264p.
- Van Eekeren N., Chabbi A., Die Dean M., Huchtings N., Klumpp K., Koncz P., Newel Price P., Richmond R., Schaak H., Sebastia M.-T. & Teixeira R. (2018) Effects and trade-offs. EIP-AGRI Focus Group – Grazing for carbon.

- van Groenigen, J.W., van Kessel, C., Hungate, B.A., Oenema, O., Powlson, D.S. & van Groenigen, K.J. (2017) Sequestering soil organic carbon: a nitrogen dilemma. *Environ. Sci. Technol.*, 51 (9), 4738–4739.
- Van Vuuren, A. M., & Van den Pol-Van Dasselaar, A. (2006a) Grazing systems and feed supplementation. In A. Elgersma, J. Dijkstra, & S. Tamminga (Eds.), *Fresh Herbage for Dairy Cattle* (pp. 85–101). Springer.
- Van Vuuren, A. M., & Van den Pol-Van Dasselaar, A. (2006b) Grazing systems and feed supplementation. In A. Elgersma, J. Dijkstra, & S. Tamminga (Eds.), *Fresh Herbage for Dairy Cattle: The Key to a Sustainable Food Chain* (pp. 85–101). Springer.
- Vellinga, T. V., Van den Pol-van Dasselaar, A. & Kuikman, P. J. (2004) The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70(1), 33-45.
- Velthof, G. L., Hoving, I. E., Dolfing, J., Smit, A., Kuikman, P. J. & Oenema, O. (2010) Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86, 401-412.
- Verchot, L., M. van Noordwijk, S., Kandji, T., Tomich, C., Ong, A., Albrecht, J., Mackensen, C., Bantilan, K., Anupama & Palm, C. (2007) Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, 1381-1386. Uit del Prado et al., 2014.
- Vergé, X. P. C., De Kimpe, C. & Desjardins, R. L. (2007) Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142(2), 255-269.
- Voisin, A. (1959) *Grass Productivity*. Crosby, Lockwood and Son Ltd., London, UK. Wales, W. J., P. Uit Stanley et al., 2018.
- Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mount-ford, J.O., Manchester, S.J. & Pywell, R.F. (2005) The restoration and recreation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119, 1-18.
- Wang, T., Teague, W., Park, S. & Bevers, S. (2015). GHG mitigation potential of different grazing strategies in the united states southern great plains. *Sustain. For.*, 7, 13500–13521. <http://dx.doi.org/10.3390/su71013500>.
- Wardle, D. A. et al. (2012) Linking vegetation change, carbon sequestration and biodiversity: Insights from island ecosystems in a long-term natural experiment. *J. Ecol.*, 100, 16–30.
- Verdenal, A., Combes, D. & Escobar-Gutiérrez, A.J. (2008) A study of ryegrass architecture as a self-regulated system, using functional-structural plant modelling. *Functional Plant Biol.*, 35, 911-924.
- Westoby, M., B. Walker, & Noy-Meir, I. (1989) Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42, 266–274.
- Whittingham, M.J. & Devereux, C.L. (2008) Changing grass height alters foraging site selection by wintering farmland birds. *Basic and Applied Ecology*, 9, 779-788.
- Wilkins, R.J., Hopkins, A. & Hatch, D.J., (2003) Grassland in Europe. *Grassland Science*, 49, 258-266.
- Yu, S.Y., He, H., Chen, P. & Hou, Z. (2017) Depth heterogeneity of soil organic carbon dynamics in a heavily grazed alpine meadow on the Northeastern Tibetan Plateau: a radiocarbon-based approach. *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 122, 1775–1788. <https://doi.org/10.1002/2016JG003567>.
- Zhang, W. F., Dou, Z., He, P., Ju, X.T., Powlson, D., Chadwick, D., Norse, D., Lu, Y. L., Zhang, Y., Wu, L., Chen, X. P, Cassman, K.G. & Zhang F.S. (2013) New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China. *PNAS*, 110, 8375-8380. Uit del Prado et al., 2014.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J. & Wrblka, T. (2003) The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, 114, 165-177.
- Zhou, G., Zhou, X., He, Y. et al. (2017) Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biol.*, 23, 1167–1179.

Zühlsdorf, A., Kühl, S. & Spiller, A. (2014) 'Marketingtrend Weidemilch--Milchviehhaltung der Zukunft aus Verbrauchersicht', Molkerei Industrie--Fachmagazin für die Milchverarbeitung, Ausgabe 05/2014. Bückler-Fachverlag GmbH & Co. KG. Bad Breisig am Rhein.