



Vlaanderen
is landbouw & visserij



ILVO Mededeling 231
juli 2017

**MOGELIJKHEDEN VOOR
KOOLSTOFOPSLAG
ONDER GRAS- EN AKKERLAND
IN VLAANDEREN**

ILVO

Instituut voor Landbouw-,
Visserij- en Voedingsonderzoek

www.ilvo.vlaanderen.be

Mogelijkheden voor koolstofopslag onder gras- en akkerland in Vlaanderen

ILVO MEDEDELING 231

juli 2017

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2017/10.970/231

Auteurs

Tommy D'Hose

Greet Ruysschaert

Met steun van



Woord vooraf

Graag willen wij Boerenbond bedanken voor het in ons gestelde vertrouwen en de financiering van deze literatuurstudie. Tevens danken wij Elke Vandaele van Vlaco voor het ter beschikking stellen van de onderzoeksrapporten.

Juli 2017

De auteurs

Inhoudstafel

WOORD VOORAF	3
SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	9
2 INVLOED VAN LANDGEBRUIKSVERANDERING EN GRASLANDBEHEER OP DE KOOLSTOFOPBOUW ONDER GRASLAND	11
2.1 Omzetting akkerland naar grasland	11
2.2 Omzetting van grasland naar akkerland	17
2.3 Tijdelijk grasland	21
2.4 Graslandbeheer	23
2.4.1 Begrazen en/of maaien	23
2.4.2 Bemestingsdosis en type bemesting	25
2.4.3 Intensiteit uitbating	27
2.4.4 Graslandvernieuwing	29
2.5 Maximale koolstofvastlegging onder grasland	32
3 KOOLSTOFOPBOUW ONDER GRASLAND OP REGIONAAL NIVEAU	35
3.1 België	35
3.1.1 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1990-2000	35
3.1.2 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1960-2006	38
3.1.3 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1955-2005	39
3.2 Europa	43
4 KOOLSTOFOPBOUW BIJ BODEMBEHEERSMAATREGELEN OP AKKERLAND	46
4.1 Compost en stalmest toepassen	46
4.2 Groenbedekkers	52
4.3 Graanstro inwerken	53
4.4 Grasbufferstroken	54
4.5 Niet-kerende bodembewerking	56

5	SCENARIO-ANALYSE	58
5.1	Scenario 1: behoud areaal blijvend grasland	58
5.2	Scenario 2: Scheiding akkerland/grasland of wisselbouw	59
5.3	Scenario 3: Areaal groenbedekkers verruimen	60
5.4	Scenario 4: Compostgebruik in de landbouw verdubbelen	61
5.5	Scenario 5: Stro inwerken	61
5.6	Conclusie	63
6	BESLUIT EN AANBEVELINGEN	65
6.1	Grasland	65
6.2	Akkerland	66
6.3	Scenario-analyse	67
6.4	Enkele aanbevelingen en onderzoekshiaten	67
	REFERENTIES	69

Samenvatting

In Vlaanderen ligt bijna 30% van het landbouwareaal onder grasland. Het is bekend dat grasland meer koolstof kan opslaan dan akkerland. De verklaring hiervoor ligt in de combinatie van een constante aanvoer van organisch materiaal onder de vorm van wortels, wortellexudaten en grasresten en de afwezigheid van intensieve bewerkingen waardoor het organisch materiaal minder snel wordt afgebroken. Verschillende Franse en Belgische studies hebben aangetoond dat in de bodem evenveel koolstof kan worden opgeslagen onder grasland als onder bos. Het hoge koolstofopslagpotentieel in combinatie met een aanzienlijk areaal maakt dat grasland een belangrijke rol kan spelen in de strijd tegen de klimaatsverandering. De hoeveelheid koolstof die onder grasland wordt opgeslagen wordt grotendeels bepaald door de bodemtextuur (vb. kleibodems houden meer koolstof vast dan zandige bodems), het klimaat (temperatuur en neerslag beïnvloeden de afbraaksnelheid van organische stof in de bodem), veranderingen in landgebruik (vb. omzetten van gras- naar akkerland) en het type uitbating.

Een tiental studies hebben aangetoond dat het omzetten van akker- naar grasland zorgt voor een aanzienlijke verhoging van de organische koolstof in de bodem. Het omgekeerde effect wordt dan weer vastgesteld bij het omzetten van gras- naar akkerland waar een aanzienlijk deel van de opgebouwde koolstof terug verloren gaat. Het verlies zal het grootst zijn in de eerste jaren na onderwerpen en de hoeveelheid koolstof die verloren gaat, zal in grote mate afhangen van de leeftijd van het grasland (hoe ouder, hoe meer koolstof werd opgebouwd). In het algemeen geldt dat de koolstofafbraak ongeveer dubbel zo snel gaat als de opbouw bij een verandering in landgebruik tussen akker- en grasland.

We dienen hier ook het onderscheid te maken tussen blijvend (elk perceel dat gedurende een periode van minimaal vijf opeenvolgende jaren wordt aangehouden als grasland) en tijdelijk (grasland van 4 jaar oud of jonger) grasland. Hoe langer grasland op eenzelfde perceel blijft aanliggen, hoe meer koolstof er wordt gestockeerd. Blijvend grasland zal dus in regel meer koolstof opslaan dan tijdelijk grasland. Waar om landbouwkundige redenen wordt geopteerd voor tijdelijk grasland kan het langer aanhouden (vb. 4 jaar in plaats van 2 jaar) de koolstofvoorraad in de bodem verhogen. In die optiek komt ook wisselbouw in beeld. In een wisselbouwsysteem wisselen tijdelijk grasland en een fase met akkerbouwgewassen elkaar af wat leidt tot een opeenvolging van koolstofopbouw en –afbraak. Verschillende studies vergeleken de koolstofopbouw onder blijvend grasland, akkerland en wisselbouw en namen de hoogste koolstofvoorraden waar in het blijvend grasland en de laagste in het blijvend akkerland terwijl wisselbouw een intermediaire positie innam. De hoeveelheid koolstof die wordt opgebouwd onder wisselbouw zal afhangen van het aandeel grasland in de rotatie. Hoe hoger dit aandeel, hoe meer koolstof in regel kan opgebouwd worden. Daarnaast gelden ook nog andere voordelen van wisselbouw ten opzichte van permanent akkerland zoals het bemestingseffect (extra stikstof door extra afbraak van organisch materiaal), het aanleveren van een betere bodemstructuur en –kwaliteit en het helpen voorkomen van problemen met fyto-resistentie.

Ook de uitbating van grasland kan de koolstofopbouw gaan beïnvloeden. Zo kan grazen leiden tot een hogere koolstofopbouw dan wanneer er uitsluitend gemaaid wordt. De hogere koolstofopbouw onder grazen wordt verklaard door de 'recyclage' van koolstof via de mest van de grazers en het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel en een betere stoppel. Bij maaien verdwijnt een groot deel van de koolstof via hooi of silage. De combinatie maaien gevolgd door grazen blijkt een tussenpositie in te nemen.

Ook de intensiteit van de uitbating oefent invloed uit. Zowel een te intensief beheer (hoge bemestingsdosis in combinatie met hoge veebezetting en/of frequentie van maaien) als een te extensief beheer (lage bemestingsdosis in combinatie met lage veebezetting en/of frequentie van maaien) kunnen de koolstofopbouw onder grasland afremmen. Een te intensief beheer put de graszode te veel uit waardoor de plant minder koolstof kan vastleggen in wortels en stoppel. Een te extensief beheer kan dan weer leiden tot een versnelde koolstofmineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Een intermediair beheer wordt dan ook naar voor geschoven als het optimum voor koolstofopbouw onder grasland.

Om de kwaliteit en de productie van grasland te behouden/verhogen is graslandvernieuwing (scheuren en opnieuw inzaaien) een optie. Het effect van vernieuwing op de koolstofopbouw is tot op heden onderbelicht in het onderzoek. De schaarse gegevens lijken aan te tonen dat bij een lage frequentie van graslandvernieuwing, de koolstofvoorraden onder het vernieuwde grasland na verloop van tijd het niveau onder onverstoorde blijvend grasland terug bereiken. Als laatste speelt ook bemesting zijn rol. Het toepassen van dierlijke mest leidt tot een hogere koolstofopbouw onder grasland dan wanneer louter mineraal bemest wordt. Het type mest is hierbij wel van belang. Runderdrijfmest zal een grotere hoeveelheid koolstof toevoegen aan de bodem dan varkensdrijfmest.

Ook op akkerland kunnen een aantal maatregelen de koolstofvoorraden in de bodem gaan beïnvloeden. Het oordeelkundig toedienen van materialen rijk aan stabiele organische stof zoals compost en stalmest, het (tijdig) inzaaien van een groenbedekker waar mogelijk en het inwerken van gewasresten zoals graanstro kunnen het koolstofgehalte in de bodem gaan verhogen of tenminste op peil houden, en dit op relatief korte termijn. Meestal is hiervoor wel een combinatie van maatregelen nodig.

In een laatste stap werd voor Vlaanderen het potentieel van een aantal scenario's om CO₂ uit de atmosfeer te halen berekend. Het behoud van het areaal blijvend grasland in combinatie met een verdubbeling van het compostgebruik, een verruiming van het areaal groenbedekkers met een derde en dubbel zoveel graanstro inwerken op akkerland zou jaarlijks 173 kiloton CO₂ uit de atmosfeer kunnen halen. Dat is bijna 15 procent van de huidige, jaarlijkse CO₂ uitstoot van de akker- en tuinbouw. Als we kijken naar de totale uitstoot van alle broeikasgassen in de landbouwsector, dus ook lachgas en methaan, dan gaat het om 2,5 procent.

1 Inleiding

Door de stijgende hoeveelheden CO₂ in onze atmosfeer warmt ons klimaat op. Planten kunnen echter een deel van deze CO₂ terug opnemen, door het proces van fotosynthese, en inbouwen in stengel, wortel en blad. Als dit plantenmateriaal in de bodem achterblijft (zoals bij wortel- of oogstresten) of via dierlijke mest terug naar de bodem wordt gebracht, breken de bodemorganismen dit af en een deel wordt vastgelegd als stabiele organische koolstof in de landbouwbodem. Als je één ton stabiele koolstof in de bodem opslaat, haal je 3,7 ton CO₂ uit de lucht. Belangrijk is wel om te weten dat de bodemorganismen elk jaar een deel van die stabiele organische stof in de bodem terug afbreken. Als je de koolstofstocks in de bodem wilt verhogen zal je dus meer stabiele koolstof moeten aanbrengen dan dat er jaarlijks wordt afgebroken. Alleen dan onttrek je netto meer CO₂ uit de lucht.

In het kader van het klimaatakkoord in Parijs stelt de Europese Commissie voor België een reductie van de uitstoot van broeikasgassen voor van 35% in 2030 ten opzichte van 2005 (Europese Commissie, COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4). Landgebruik, veranderingen in landgebruik en bosbouw (LULUCF) alsook het beheer van gras- en akkerland hebben een invloed op de uitstoot van broeikasgassen en de opname van koolstof uit de atmosfeer. In hetzelfde voorstel voorziet de Europese Commissie (COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4) voor België een totale hoeveelheid van 3,8 Mt CO₂-equivalenten uit koolstofopslag door wijzigingen in landgebruik en/of –beheer voor de periode 2021-2030 die kunnen ingezet worden ter compensatie van de broeikasgasemissies (COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4). Voor Vlaanderen zou dit neerkomen op ongeveer 190.000 t CO₂-equivalenten per jaar.

Landbouwbodems en grasland in het bijzonder lijken dus hun bijdrage te kunnen leveren in de strijd tegen de klimaatopwarming. Het is algemeen geweten dat onder grasland meer koolstof kan worden opgeslagen dan onder akkerland. De verklaring hiervoor ligt in de combinatie van een constante aanvoer van organisch materiaal onder de vorm van wortels, wortellexudaten en grasresten en de afwezigheid van intensieve bewerkingen waardoor het organisch materiaal minder snel wordt afgebroken. Bovendien ligt ongeveer 30% van het Vlaamse landbouwareaal onder grasland (Algemene Directie Statistiek, landbouwtekening 2015). Het hoge koolstofopslagpotentieel in combinatie met een aanzienlijk areaal maakt dat grasland van belang kan zijn in de strijd tegen klimaatsverandering in Vlaanderen.

De hoeveelheid koolstof die onder grasland kan worden opgeslagen hangt in sterke mate af van eventuele veranderingen in landgebruik (vb. omzetten van grasland naar akkerland) en van het type uitbating (Soussana et al. 2004a). In deze literatuurstudie willen we dan ook een beter beeld krijgen van het koolstofopslagpotentieel onder grasland en de invloed van graslandbeheer en –gebruik in kaart brengen. In **hoofdstuk twee** zullen we de nadruk leggen op de invloed van graslandbeheer (vb. grazen versus maaien) en verandering in landgebruik (vb. omzetting van akker- naar grasland) op **perceels/proefveldniveau**. In **hoofdstuk drie** focussen we op de koolstofopslag onder grasland op een **regionale schaal**. We maken dit onderscheid omdat op perceelsniveau wordt onderzocht hoe snel de koolstofvoorraad wordt opgebouwd of afgebroken bij inzaai of scheuren van grasland terwijl op regionale schaal de totale hoeveelheid koolstof onder grasland wordt ingeschat. In deze laatste zitten ook effecten van landgebruik vervat. Zo kan het areaal grasland afgenomen of toegenomen zijn in de tijd of kan er door landgebruiksveranderingen bijvoorbeeld relatief veel ‘jong’ grasland bijgekomen zijn waaronder nog niet veel koolstof is opgeslagen.

Ook onder akkerland kan de koolstofstock verhoogd worden en dit kan op verschillende wijzen gebeuren. Regelmatig organisch materiaal (vb. gewasresten of organische bemesting) toedienen, is misschien wel de meest logische methode maar ook wijzigingen in de gewasrotatie of het toepassen van niet-kerende bodembewerking worden vaak naar voor geschoven als alternatieve maatregelen. In **hoofdstuk vier** zullen een aantal van deze maatregelen kort aan bod komen en zal het koolstofopslagpotentieel besproken worden. Aan de hand van de gegevens die verzameld werden in de literatuurstudie zullen we in **hoofdstuk vijf** een aantal scenario's met betrekking tot koolstofopslagpotentieel in de Vlaamse landbouw uitwerken. In ieder scenario zullen we een verandering in beheer afwegen (vb. dubbel zo veel compost toepassen in de Vlaamse land- en tuinbouw) tegenover de ‘business as usual’ (BAU) waarbij het koolstofopslagpotentieel zal berekend worden voor de periode 2016-2030.

In deze studie baseren we ons zoveel mogelijk op experimentele data afkomstig van langere termijn veldproeven, bij voorkeur afkomstig uit België en aangevuld met relevant Europees cijfermateriaal. **Aan het begin van ieder onderdeel zullen we tevens een aantal onderzoeksvragen (O) formuleren die we aan de hand van de verzamelde literatuur zullen beantwoorden als conclusie bij ieder onderdeel.**

In een **zesde** en laatste **hoofdstuk** zal er teruggekoppeld worden naar de onderzoeksvragen en zullen de voornaamste conclusies uit deze literatuurstudie gebundeld worden.

Begrippen

Blijvend grasland: blijvend grasland wordt in verordening (EG) nr. 796/2004 gedefinieerd als een “grond met een natuurlijke of ingezaaide vegetatie van grassen of andere kruidachtige voedergewassen die gedurende ten minste vijf jaar niet in de vruchtwisseling van het bedrijf wordt opgenomen”. Deze term wordt enkel gebruikt in het kader van de inkomenssteun en de randvoorwaarden van de Europese Unie. Een meer praktische definitie heeft het over “een perceel grasland, ongeacht of het gescheurd of doorgezaaid wordt, dat ten minste 5 kalenderjaren een grasachtige teelt heeft”.

Tijdelijk grasland: grasland van 4 jaar oud of jonger.

Bodemorganische stof: organisch materiaal dat in de bodem werd afgebroken tot een onherkenbare materie (< 2 mm). Hiertoe behoren micro-organismen en humuscomponenten.

Bodemorganische koolstof: deel van de bodemorganische stof, gemiddeld 58% dat bestaat uit koolstof (C). Daarnaast bestaat de organische stof voornamelijk uit zuurstof, waterstof en stikstof.

Koolstofconcentratie/koolstofgehalte en **koolstofvoorraad/koolstofstock:** Deze twee termen worden vaak met elkaar verward terwijl ze 2 verschillende zaken voorstellen:

Koolstofconcentratie/koolstofgehalte is een **concentratie** = gewichtspercentage van organische koolstof in de bodem t.o.v. het gewicht van de oven-droge bodem. Meestal uitgedrukt in % of g kg⁻¹.

Koolstofvoorraad/koolstofstock is een **massa** = dikte van de bodemlaag (m) x bulkdichtheid van de bodemlaag (kg m⁻³) x koolstofconcentratie/koolstofgehalte in de bodemlaag (%) / 100. Meestal uitgedrukt in kg m⁻² of t ha⁻¹.

2 Invloed van landgebruiksverandering en graslandbeheer op de koolstofopbouw onder grasland

Een verandering in landgebruik kan een aanzienlijke wijziging in de koolstofstocks met zich meebrengen. Zo kan de omzetting van grasland naar akkerland een bron zijn van koolstofdioxide-uitstoot. Anderzijds kan het installeren van grasland op een akkerland dan weer koolstof vastleggen in de bodem. Daarnaast kan ook de uitbating van grasland een rol spelen. Wordt het grasland intensief of extensief uitgebaat? Wordt er enkel begraaasd of enkel gemaaid? Wat is de rol van graslandvernieuwing? Het effect van bovenstaande maatregelen zullen we trachten te duiden in dit onderdeel. Dit gebaseerd op studies die de evolutie van koolstofstocks opvolgen op perceelsniveau na een aangehouden verandering in landgebruik of beheer.

2.1 Omzetting akkerland naar grasland

01: Hoeveel en hoe snel wordt koolstof in de bodem opgebouwd bij het omzetten van akkerland naar grasland?

Omschakeling van akkerbouw naar tijdelijk of blijvend grasland zorgt voor een aanzienlijke verhoging van het organische stofgehalte en wordt dan ook aanzien als één van de meest efficiënte mogelijkheden voor het stimuleren van de koolstofopbouw (Van Camp et al. 2004). Dit wordt verder onderbouwd door een tiental studies die hieronder kort worden beschreven. We maken hierbij een onderscheid tussen studies die de wijzigingen in koolstofstocks berekenden aan de hand van metingen in het veld of aan de hand van koolstofmodellen.

Metingen in het veld

Naar aanleiding van het CASTEC-project werd op ILVO (**Merelbeke**) in 2001 een akkerland omgezet naar grasland om het koolstofopslagpotentieel onder grasland in functie van verschillende beheersmaatregelen te onderzoeken. Deze **proef bleef 10 jaar aanliggen**. De proef werd initieel beschreven door Mestdag (2005) en verder opgevolgd door ILVO (ongepubliceerde data). De proef werd aangelegd op een perceel met een zandlemige bodemtextuur dat voordien reeds verschillende decennia in gebruik was als akkerland. Het grasland werd uitsluitend gemaaid en mineraal bemest waarbij verschillende maai- en bemestingsregimes werden aangehouden. De combinaties bemestingsniveau-maairitme waren 450 kg N ha⁻¹ met 7, 5 of 3 sneden per jaar, 225 kg N ha⁻¹ met 5 of 3 sneden per jaar en 0 kg N ha⁻¹ met 3 of 2 sneden per jaar. De bemestingen, onder minerale vorm, werden gefractioneerd over het groeiseizoen toegediend. Er werden tevens twee soorten mengsels ingezaaid. Het grootste verschil tussen beide mengsels bestaat er in dat er bij het ene mengsel een vlinderbloemige was opgenomen, met name witte klaver, in het andere mengsel niet. In het voorjaar van 2011 werd de proef stop gezet. Van elke plot werd het koolstofgehalte bepaald in de bodemlagen 0-10, 10-30 en 30-60 cm. Eveneens werd ook de bulkdichtheid van deze bodemlagen bepaald. Gezien er qua bulkdichtheid geen verschillen waren tussen de behandelingen kan er met een gemiddelde per bodemlaag worden gewerkt. Deze bedraagt 1,40 g cm⁻³ voor de laag 0-10 cm, 1,46 g cm⁻³ voor de laag 10-30 cm en 1,54 g cm⁻³ voor de laag 30-60 cm. Deze bulkdichtheden werden tevens gebruikt om de koolstofstocks aan het begin van de proef (2001, enkel koolstofconcentratie werd toen bepaald) te berekenen. Om een gemiddelde koolstofvastlegging bij de omzetting van akker- naar grasland in deze proef te berekenen werd een gemiddelde genomen van de beheersmaatregelen die als relevant beschouwd worden voor de Vlaamse situatie: 450 kg N ha⁻¹ met 5 of 3 sneden per jaar en 225 kg N ha⁻¹ met 5 of 3 sneden per jaar en dit voor beide mengsels. Gebruik makend van de gemeten bulkdichtheden in 2011 bedroeg de C-stock in de 0-60 cm laag 55,6 t C ha⁻¹ in 2001 (initiële stock) en 62,0 t C ha⁻¹ in 2011. Dit wil dus zeggen dat de koolstofstock is toegenomen met 6,4 t C ha⁻¹. Dit komt dus neer op een jaarlijkse toename in C-stock van 0,64 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ over de 0-60 cm laag. Kijken we alleen naar de **bovenste 30 cm**, dan is de C-stock gestegen met **0,47 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** (initiële koolstofstock: 42,6 t C ha⁻¹; koolstofstock in 2011: 37,8 t C ha⁻¹).

Een meta-analyse uitgevoerd door Arrouays et al. (2002) waarbij de nadruk lag op **Franse studies** aangevuld met relevante Europese data resulteerde in een gemiddelde koolstoftoename (0-20 cm) van **0,6 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** over een **periode van 30 jaar bij de omzetting van akker- naar grasland**.

In een **Britse studie** registreerden Tyson et al. (1990) de koolstofopbouw onder een begraasd gras-kloverbestand over een periode van **30 jaar** (1955-1984) en stelden daarbij een jaarlijkse koolstofopbouw vast van **1,0 t C ha⁻¹** (diepte niet gespecificeerd). De auteurs stelden de grootste toename vast in de eerste 10 jaar na de aanleg van de gras-klover waarna in de laatste 20 jaar de koolstofstock min of meer constant bleef.

Conant et al. (2001) brachten in een uitgebreide review de resultaten samen van **115 studies** die het effect van graslandmanagement en de omzetting naar grasland op de koolstofopbouw onderzochten. Het merendeel van de studies was afkomstig uit Australië, het Verenigd Koninkrijk, Nieuw-Zeeland, Canada, Brazilië en de Verenigde Staten van Amerika. Over alle locaties heen werd een gemiddelde jaarlijkse temperatuur en neerslag van respectievelijk 12,6°C en 1040 mm gerapporteerd. De koolstofconcentratie werd in de meeste studies tot op een diepte van **30 cm** geregistreerd en de proeven lagen **gemiddeld 24 jaar** aan. Enkel de studies die koolstofstocks rapporteerden en/of bulkdichtheden vermeldden waardoor een omrekening kon gebeuren werden meegenomen bij de bepaling van het koolstofsekwestratiepotentieel. In 23 van die studies kwam de omzetting van akker- naar grasland aan bod en gemiddeld genomen werd hierbij **1,01 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** vastgelegd.

Ook Post en Kwon (2000) verzamelden een groot aantal studies die de koolstofevolutie in de bodem rapporteerden na het omzetten van akker- naar grasland. De verzamelde studies startten in de meeste gevallen van een permanent akkerland dat deels werd omgezet naar grasland. De koolstofevolutie onder het nieuw ingezaaide grasland kon dan ook steeds vergeleken worden met het nabijgelegen akkerland. De gemiddelde **duur van de studies bedroeg 5-80 jaar** en er werden koolstofgehalten en/of -stocks gerapporteerd tot een diepte van **5-300cm**. Indien de bulkdichtheid van de bodem niet werd vermeld in een bepaalde studie, maakten Post en Kwon (2000) gebruik van een pedotransferfunctie om de bulkdichtheid in te schatten. Over alle studies heen namen de auteurs uiteindelijk een gemiddelde koolstofvastlegging bij de omzetting van akker- naar grasland weer van **0,33 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

Leifeld et al. (2011) volgden de koolstofopbouw op onder gras op een perceel gras-klover (gesitueerd in Oensingen, **Zwitsersland**; kleibodem; gemiddelde jaarlijkse temperatuur en neerslag: 9,5°C en 1100mm) dat werd ingezaaid in 2000 (wisselbouwsysteem als voorgeschiedenis). Een deel van het perceel werd intensief beheerd (4 sneden per jaar, 200 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ minerale en/of dierlijke bemesting), een ander deel werd onderworpen aan een extensief beheer (3 sneden per jaar, geen bemesting). Het koolstofgehalte en bulkdichtheid van de bodem werd bepaald tot een diepte van **45cm** in 2001 en 2006, wat de auteurs is staat stelde om de evolutie in koolstofstocks in kaart te brengen. Onder de intensief uitgebate gras-klover werd over een **periode van 5 jaar** een koolstofopbouw van **0,7 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** vastgesteld terwijl in het extensieve systeem (niet representatief voor de Vlaamse situatie) een koolstofverlies van 4,3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ werd gerapporteerd.

In een **Noord-Ierse studie** (Hillsborough; lemige kleibodem, gemiddelde jaarlijkse temperatuur en neerslag: 9°C en 900mm) vergeleken Fornara et al. (2016) de koolstofopbouw onder een perceel blijvend grasland bij verschillende bemestingsdosissen (minerale en dierlijke bemesting) gedurende een periode van 43 jaar. Het grasland werd in 1969 geploegd en heringezaaid waarna in 1970 de verschillende bemestingsniveau 's werden aangelegd. Het bepalen van het koolstofgehalte en de bulkdichtheid van de bodem in de 0-15cm op verschillende tijdstippen doorheen de proef stelde de auteurs in staat om de evolutie in de koolstofstock onder het grasland in kaart te brengen. In de onbemeste controle werd een koolstofvastlegging van **0,35 ± 0,03 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** gerapporteerd.

Kämpf et al. (2016) verzamelden 65 studies uit de **gematigde klimaatzone** die de evolutie in koolstofgehalte/koolstofstocks (indien de bulkdichtheid van de bodem niet werd vermeld in de verzamelde studies, werd deze door Kämpf et al. (2016) ingeschat aan de hand van een pedotransferfunctie) bij een verandering in landgebruik rapporteerden. Uit de metadata-analyse kwam een gemiddelde koolstofvastlegging van **0,72 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**

naar voor bij de omzetting van akker- naar grasland (0-20cm; gebaseerd op 54 metingen; **gemiddelde duur van de studies bedroeg 14 jaar**). De hoeveelheid koolstof die werd vastgelegd bij het omzetten van akker- naar grasland werd in grote mate bepaald door de initiële koolstofstocks in het akkerland en periode na omzetting. De auteurs stelden bovendien een daling vast in de sekwestratiesnelheid 8-16 jaar na omzetting van akker- naar grasland.

Modelstudies

Arrouays et al. (2002) maakten gebruik van de resultaten van Arrouays et al. (2001), die de koolstofstocks onder verschillend landgebruik (bos, akker- en grasland) in Frankrijk in kaart brachten, om de koolstof flux bij omzetting van akker- naar grasland zelf te berekenen. De auteurs gebruikten hiervoor het vastgestelde verschil in koolstofstock tussen grasland en akkerland ($\Delta = 25 \text{ t C ha}^{-1}$) en een mineralisatiecoëfficiënt (k) van $0,025 \text{ jaar}^{-1}$ om aan de hand van een eenvoudig koolstofmodel (verandering van de hoeveelheid koolstof met de tijd = $(1 - e^{-(20k)})/20$) tot een gemiddelde koolstofvastlegging van $0,49 \pm 0,26 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ te komen in de **0-30 cm bodemlaag** over een periode van **20 jaar** na conversie van akker- naar grasland.

Ook in een review uitgevoerd door Freibauer et al. (2004) kwam de omzetting van akkerland naar grasland aan bod als één van de maatregelen om de koolstofvoorraad in de Europese landbouwbodems te verhogen. De auteurs deden hiervoor een beroep op eerder uitgevoerde studies van Smith et al. (2000) en Vleeshouwers en Verhagen (2002) en berekenden zelf een waarde voor koolstofopslag (**0-30 cm**) bij omzetting van akker- naar grasland van **$1,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** (manier van berekenen en periode waarover de data werden verzameld worden niet toegelicht).

Poeplau et al. (2011) verzamelden 95 studies uit de **gematigde klimaatzone** (wereldwijd) die het effect van een landgebruiksverandering op de koolstofstocks bestudeerden. 24 van deze studies rapporteerden de wijzigingen in koolstofstocks (bulkdichtheden werden geschat aan de hand van pedotransferfuncties indien deze gegevens niet werden berekend in de verzamelde studies) bij het omzetten van akkerland naar grasland (**gemiddeld over een diepte van $23,5 \pm 10,5 \text{ cm}$**). Het ging hierbij vooral over studies op perceelsniveau. Aan de hand van de gerapporteerde resultaten berekenden Poeplau et al. (2011) koolstofmodellen waarmee ze de koolstofstockwijzigingen bij veranderingen in landgebruik modelleerden. Voor de omzetting van akker- naar grasland berekenden de auteurs waarden van **$1,99 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en $1,28 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor een periode van respectievelijk 20 en 100 jaar** bij een gemiddelde initiële koolstofstock van $46,2 \text{ t ha}^{-1}$. De auteurs stelden bovendien vast dat de opbouw van koolstof traag maar gestaag verliep en dat na 120 jaar nog steeds geen evenwichtstoestand bereikt was. Niet verwonderlijk was het koolstofopslagpotentieel positief gerelateerd met het kleigehalte van de bodem.

In de modelstudie uitgevoerd door Vleeshouwers en Verhagen (2002) werd de omzetting van akker- naar grasland mee opgenomen in de simulatie. De praktijk kwam naar voor als één van de meest waardevolle om de koolstofvoorraad (**0-30 cm**) in de bodem te verhogen met een jaarlijks koolstofopslagpotentieel van **$1,44 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** voor de periode 2008-2012. Het grootste effect werd waargenomen in West-Europa waar tevens de hoogste graslandopbrengsten genoteerd werden.

In het kader van LULUCF voerde het IPCC (2000) een studie uit naar de invloed van landgebruik op koolstofopslag en berekenden de koolstofopbouw bij de omzetting van akker- naar grasland op **$0,3 - 0,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ over een periode van 50 jaar** in de **0-30cm bodemlaag**.

De Bruijn et al. (2012) maakten gebruik van de resultaten van Leifeld et al. (2011) om een koolstofmodel te ontwikkelen ('Oensing grasland model') om zo de evolutie in koolstofstocks over een **periode van 100 jaar** te kunnen inschatten. Aan de hand van het model werd onder de intensief uitgebate gras-klover een koolstofvastlegging van **$0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** ingeschat over een periode van 100 jaar. De auteurs gaven bovendien aan dat de grootste koolstofvastlegging plaats vond in de eerste 20 jaar na aanleg van de gras-klover en in de top 10-15cm van de bodem (een wijziging in koolstofstocks in de diepere lagen ($> 30\text{cm}$) werd door de auteurs op miniem ingeschat).

Lugato et al. (2014) maakten gebruik van het CENTURY koolstofmodel om de potentiële koolstofvastlegging van een aantal beheersmaatregelen in een Europese landbouwcontext in te schatten. Niet verwonderlijk kwam het omzetten van akker- naar grasland naar voor als de maatregel met het hoogste sekwestratiepotentieel (**0,4–0,8 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** voor de **periode 2014-2100**). Volgens het model werd in 2100 nog geen evenwichtssituatie bereikt.

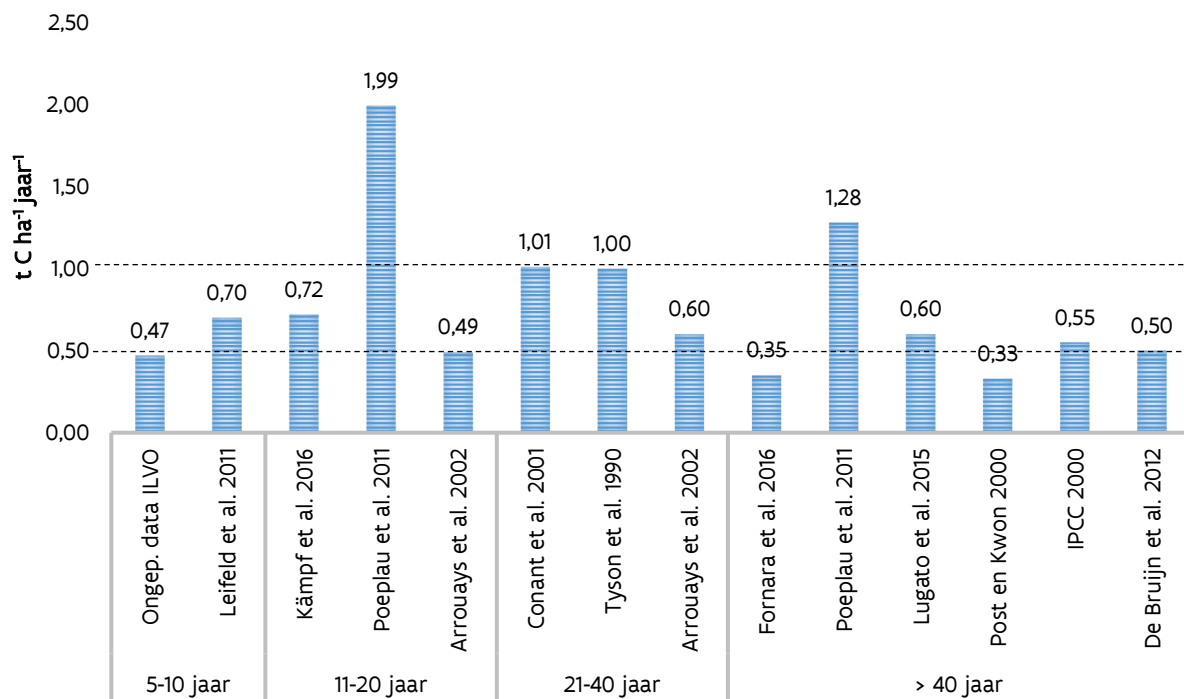
De resultaten van de gerapporteerde studies staan samengevat in Tabel 2-1.

Tabel 2-1: Koolstofopbouw (t C ha⁻¹ jaar⁻¹) bij het omzetten van akkerland naar grasland

Locatie	Duur jaar	Diepte cm	Bodemtextuur	Koolstofopbouw t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	Referentie
Metingen in het veld					
Vlaanderen (Merelbeke)	10	0-30	zandleem	0,47	ILVO, ongepubliceerde data
Vlaanderen (Merelbeke)	10	0-60	zandleem	0,64	ILVO, ongepubliceerde data
Frankrijk/Europa	30	0-20	klei, zand, leem	0,60	Arrouays et al. 2002
Verenigd Koninkrijk	30	-	-	1,00	Tyson et al. 1990
Verenigd Koninkrijk	43	0-15	lemige klei	0,35	Fornara et al. 2016
Zwitserland	5	0-45	klei	0,70	Leifeld et al. 2011
Wereldwijd	5-80	5-300	klei, zand, leem	0,33	Post en Kwon 2000
Wereldwijd	14	0-20	klei, zand, leem	0,72	Kämpf et al. 2016
(gematigd klimaat)					
Wereldwijd	24	0-30	klei, zand, leem	1,01	Conant et al. 2001
(gematigd klimaat)					
Modelstudies					
Frankrijk	20	0-30	klei, zand, leem	0,49	Arrouays et al. 2002
Zwitserland	100	0-45	klei	0,50	De Bruijn et al. 2012
Europa	-	0-30	klei, zand, leem	1,44	Vleeshouwer en Verhagen 2002
Europa	86	-	-	0,40-0,80	Lugato et al. 2015
Europa	-	0-30	-	1,40	Freibauer et al. 2004
Wereldwijd	20	0-23,5	klei, zand, leem	1,99	Poeplau et al. 2011
(gematigd klimaat)					
Wereldwijd	100	0-23,5	klei, zand, leem	1,28	Poeplau et al. 2011
(gematigd klimaat)					
Wereldwijd	50	0-30	klei, zand, leem	0,30-0,80	IPCC 2000

01: Hoeveel en hoe snel wordt koolstof in de bodem opgebouwd bij het omzetten van akkerland naar grasland?

Een groot aantal wetenschappelijke studies hebben aangetoond dat de conversie van akkerland naar grasland zorgt voor een aanzienlijke verhoging van de organische koolstofstocks in de bodem. De omzetting van akkerland naar grasland wordt dan ook aanzien als **één van de meest efficiënte mogelijkheden voor het stimuleren van de koolstofopbouw**. In het kader van dit literatuuronderzoek werden 13 (meestal Europese) studies uit de gematigde klimaatzone verzameld waarin de koolstofopbouw bij het omzetten van akkerland naar grasland werd opgevolgd op perceelsniveau. De wijzigingen in koolstofstocks werden berekend aan de hand van metingen in het veld of aan de hand van koolstofmodellen. De resultaten staan samengevat in Figuur 2-1 (rangschikking volgens looptijd van iedere studie) en tonen aan dat bij de conversie van akker- naar grasland gemiddeld **0,5-1,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** wordt opgeslagen. Het merendeel van de studies beschrijft de koolstofopbouw in de bovenste 30-45cm van de bodem. Er werd geen link vastgesteld tussen de looptijd van een studie en de uiteindelijke koolstofopslag. De hoeveelheid koolstof en de snelheid waarmee de koolstof wordt opgeslagen zal immers eveneens in grote mate afhangen van de initiële koolstofstock, de bodemtextuur (klei biedt meer potentieel voor koolstofopslag dan zand) en het beheer van het aangelegde grasland (zie 2.4).



Figuur 2-1: Koolstofopbouw (t C ha⁻¹ jaar⁻¹) bij het omzetten van akkerland naar grasland (enkel studies waarvoor de looptijd gekend was, werden voorgesteld in deze figuur)

2.2 Omzetting van grasland naar akkerland

02: Hoeveel en hoe snel wordt koolstof in de bodem afgebroken bij het omzetten van grasland naar akkerland?

Het omgekeerde effect nemen we waar bij de omzetting van grasland naar akkerland waar een aanzienlijk deel van de opgebouwde koolstof verloren gaat. Dit wordt onderbouwd door gevonden literatuurstudies die hieronder kort worden beschreven. Ook hier maken we een onderscheid tussen studies die de wijzigingen in koolstofstocks berekenden aan de hand van metingen in het veld of aan de hand van koolstofmodellen.

Metingen in het veld

Een **Franse studie** uitgevoerd door Loiseau et al. (1996) op een zandige bodem toonden aan dat de koolstofverliezen recht evenredig stijgen met de leeftijd van het omgezette grasland. Het introduceren van **3 jaar** zwarte braak na 9 jaar en na meer dan 20 jaar grasland zorgde voor een gemiddeld koolstofverlies van respectievelijk **2,8 en 3,2 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

Gregory et al. (2016) bepaalden de koolstofstocks onder akkerland **59 jaar na de omzetting van blijvend grasland** in het Highfield 'ley-arable' experiment in Rothamsted (leem- zandleem bodem, Verenigd Koninkrijk). Het perceel blijvend grasland dat in 1949 werd omgezet naar akkerland lag sinds 1838 onder gras. Een deel van het perceel werd niet omgezet en bleef aanliggen als blijvend grasland (controle). Het meten van het koolstofgehalte en de bulkdichtheid van de bodem in 2008 toonde een verschil in koolstofstock van 28 t C ha⁻¹ aan tussen akkerland (30 t C ha⁻¹) en grasland (58 t C ha⁻¹) in de **0-15cm bodemlaag**. De auteurs geven aan dat de waarde onder grasland in 2008 weinig afwijkt van die in 1949 (evenwichtssituatie bereikt) waardoor we het jaarlijks verlies in koolstof bij de omzetting van gras- naar akkerland kunnen inschatten op **0,47 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

Modelstudies

Soussana et al. (2004b) schatten, aan de hand van het Hénin-Dupuis model (zie kader), het koolstofverlies bij de omzetting van grasland naar akkerland in op **-0,95 ± 0,3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** over een **periode van 20 jaar**. De auteurs deden bij de modellering een beroep op de bevindingen van Arrouays et al. (2001) die een verschil van 25 ton C ha⁻¹ in koolstofopslag tussen akkerland en grasland rapporteerden (**0-30cm**).

Ook in een review uitgevoerd door Freibauer et al. (2004) kwam de omzetting van grasland naar akkerland aan bod. De auteurs deden een beroep op eerder uitgevoerde studies van Jenkinson (1988) en Smith et al. (1997) die de wijzigingen in koolstofstocks na de omzetting van gras- naar akkerland in een veldproef in Rothamsted (Verenigd Koninkrijk) rapporteerden. In de **15-25 jaar** na omzetten van gras- naar akkerland werd een koolstofverlies (**0-30 cm**) van **1-1,7 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** vastgesteld (manier van berekenen wordt niet toegelicht).

In de eerder vermelde review van Poeplau et al. (2011) rapporteerden 45 studies de wijzigingen in koolstofstocks (bulkdichtheden werden geschat aan de hand van pedotransferfuncties indien deze gegevens niet werden berekend in de verzamelde studies) bij het omzetten van grasland naar akkerland (gemiddeld over een **diepte van 27,1 ± 11,1 cm**). Het ging hierbij vooral over studies op perceelsniveau. Aan de hand van de gerapporteerde resultaten berekenden Poeplau et al. (2011) koolstofmodellen waarmee ze de koolstofstockwijzigingen bij veranderingen in landgebruik modelleerden. Voor de omzetting van grasland naar akkerland berekenden de auteurs een waarde van **-1,81 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** voor een **periode van 20 jaar** bij een gemiddelde initiële koolstofstock van 115 t ha⁻¹. De auteurs stelden bovendien vast dat de afbraak van koolstof snel verliep en dat na 17 jaar een evenwicht bereikt werd. De grootste verliezen werden vastgesteld op bodems met een laag kleigehalte.

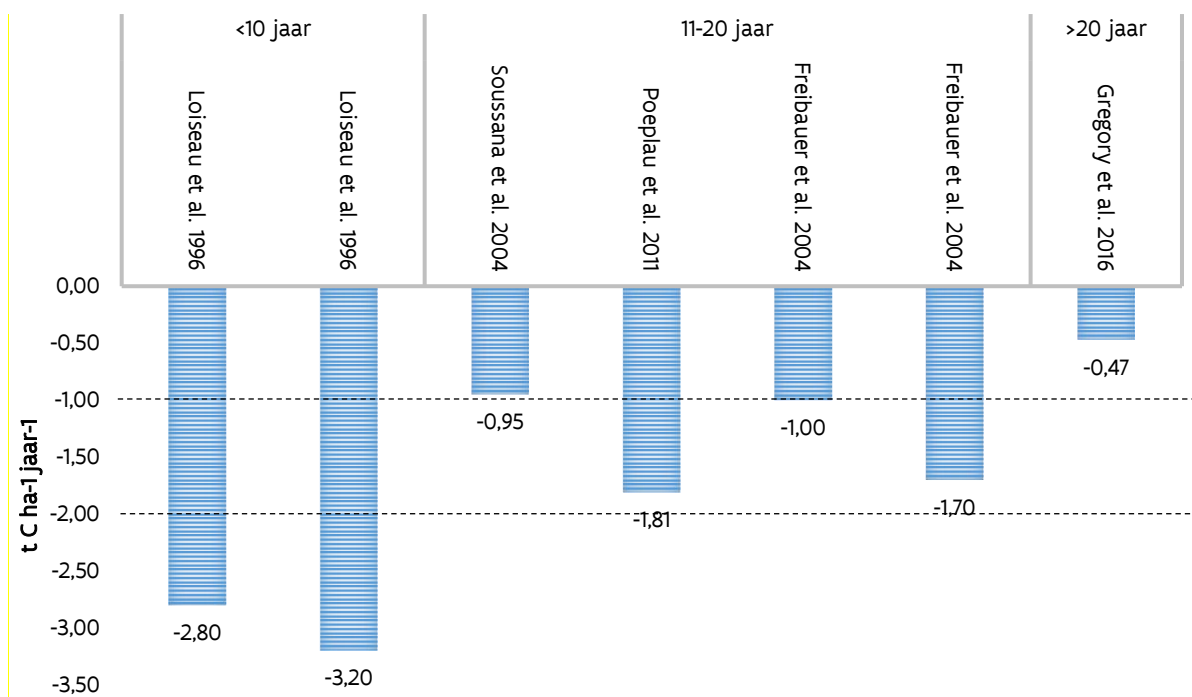
De resultaten van de gerapporteerde studies staan samengevat in Tabel 2-2.

Tabel 2-2: Koolstofverlies ($\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) bij het omzetten van grasland naar akkerland

Locatie	Duur jaar	Diepte cm	Bodemtextuur	Koolstofverlies $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$	Referentie
Metingen in het veld					
Frankrijk	3	-	zand	-2,80	Loiseau et al. 1996
Frankrijk	3	-	zand	-3,20	Loiseau et al. 1996
Verenigd Koninkrijk	59	0-15	leem/zandleem	-0,47	Gregory et al. 2016
Modelstudies					
Verenigd Koninkrijk	15	0-30	-	-1,00	Freibauer et al. 2004
Verenigd Koninkrijk	25	0-30	-	-1,70	Freibauer et al. 2004
Frankrijk	20	0-30	klei, zand, leem	-0,95	Soussana et al. 2004
Wereldwijd (gematigd klimaat)	20	0-27,1	klei, zand, leem	-1,81	Poeplau et al. 2011

O2: Hoeveel en hoe snel wordt koolstof in de bodem afgebroken bij het omzetten van grasland naar akkerland?

Wetenschappelijke studies hebben aangetoond dat bij de omzetting van grasland naar akkerland een aanzienlijk deel van de opgebouwde koolstof verloren gaat. In het kader van dit literatuuronderzoek werden 5 (meestal Europese) studies uit de gematigde klimaatzone verzameld waarin het koolstofverlies bij het omzetten van grasland naar akkerland werd opgevolgd op perceelsniveau. De resultaten staan samengevat in Figuur 2-2 (rangschikking volgens looptijd van iedere studie) en tonen aan dat bij de conversie van gras naar akkerland gemiddeld **1,0-2,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** verloren gaat. De studies beschrijven de koolstofafbraak in de bovenste 15-30cm van de bodem. De grootste verliezen werden gerapporteerd in de eerste jaren na het onderwerken van het grasland. De hoeveelheid koolstof en de snelheid waarmee de koolstof verloren gaat, zal eveneens in grote mate afhangen van de leeftijd van het grasland (initiële koolstofstock) en de bodemtextuur (grootste verliezen werden vastgesteld op bodems met een laag kleigehalte).



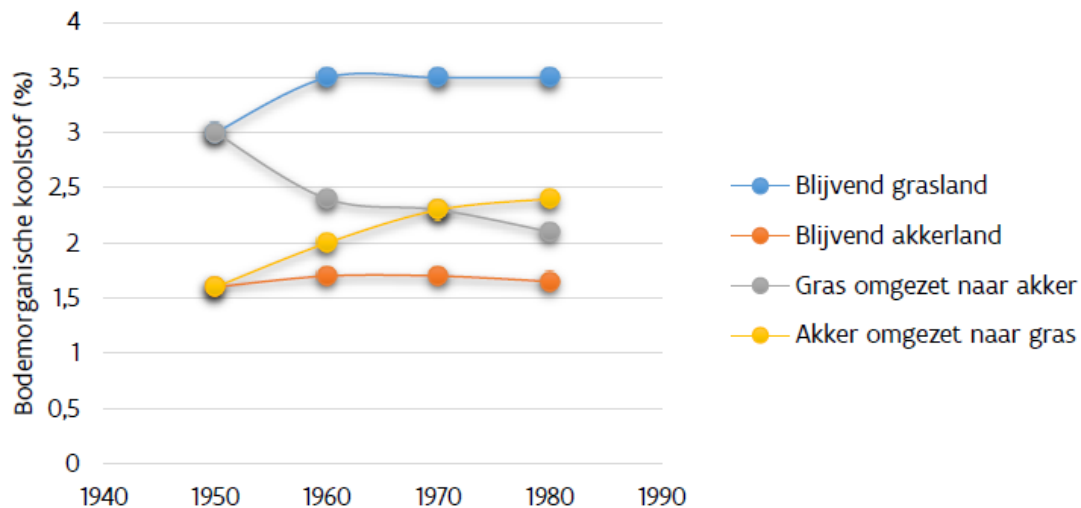
Figuur 2-2: Koolstofverlies (t C ha⁻¹ jaar⁻¹) bij het omzetten van grasland naar akkerland

Extra: snelheid van koolstofopbouw versus koolstofafbraak na verandering in landgebruik

De koolstofopbouw bij omzetting van akker- naar grasland verloopt traag. Dit werd ondermeer aangetoond door een Amerikaanse studie uitgevoerd in de 'Pacific Northwest' (Pendleton, 415 mm, 10,2°C) op een lemige bodem (Rasmussen en Smiley 1997). Op een perceel met permanent grasland dat in 1881 werd omgezet naar akkerland, werd in 1931 opnieuw gras ingezaaid. 60 jaar na inzaai van het grasland bedroeg de koolstofopbouw (0-30cm) slechts de helft van het niveau van 1881. Soussana et al. (2004b) gebruikten het Hénin-Dupuis model om de koolstofopbouw/afbraak bij veranderingen in landgebruik te simuleren. Over een periode van 20 jaar kwam er 0,95 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ (0-30 cm) vrij na het omzetten van gras- naar akkerland terwijl de koolstofopbouw bij omzetten van akker- naar grasland slechts 0,49 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ bedroeg.

Vergelijkbare cijfers resulteren uit onze literatuurstudie waar de koolstofopbouw na het omzetten van akkerland naar grasland wordt ingeschat op **0,5-1,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ (O2)** terwijl het verlies bij terug omzetten van grasland naar akkerland **1,0-2,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ (O3)** bedraagt. **In het algemeen kunnen we dus stellen dat de koolstofafbraak ongeveer dubbel zo snel gaat als de opbouw bij een verandering in landgebruik tussen akker- en grasland.**

Het verschil in koolstofopbouw en -afbraak bij een verandering in landgebruik wordt tevens geïllustreerd in Figuur 2-3 die de evolutie in koolstofconcentratie doorheen de tijd weergeeft na een verandering in landgebruik (gras -> akker en akker -> gras) in de Highfield 'ley-arable' veldproef in Rothamsted (Verenigd Koninkrijk; reeds eerder beschreven in 2.2 bij de resultaten van Gregory et al. 2016). Figuur 2-3 toont duidelijk aan dat na de verandering in landgebruik in 1949, de curve die de koolstofconcentratie weergeeft bij omzetting gras -> akker een veel steiler verloop kent dan de curve die de koolstofconcentratie weergeeft bij omzetting akker -> gras. We merken tevens op dat na 30 jaar de koolstofconcentratie in het 'nieuwe' grasland nog ver verwijderd is van de concentratie in het blijvend grasland (gras -> gras) terwijl de concentratie in het 'nieuwe' akkerland zich bijna op het niveau van het blijvend akkerland (akker -> akker) bevindt.



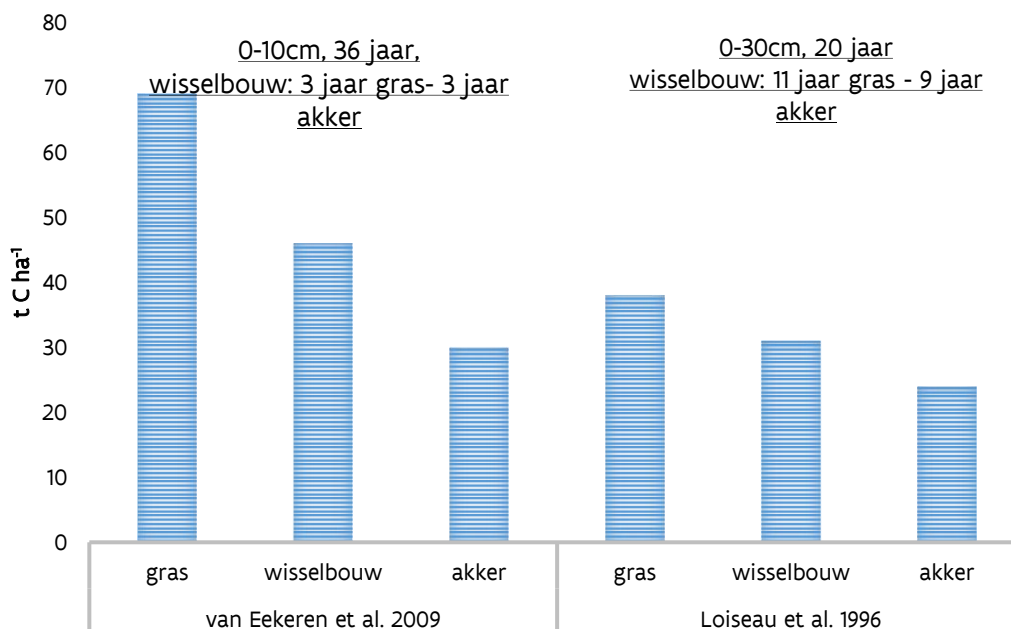
Figuur 2-3: Wijzigingen in koolstofconcentratie (%) in de bodem van het Highfield 'ley-arable' experiment in Rothamsted als gevolg van een verandering in landgebruik (bron: overgenomen uit Johnston et al. (2009))

2.3 Tijdelijk grasland

O3: Wat is het effect van het roteren van grasland met akkerbouwgewassen?

De incorporatie van tijdelijk grasland in een akkerbouwwrotatie kan een waardevolle maatregel zijn om de koolstofopslag in de bodem te verhogen. In een **wisselbouwsysteem wisselen tijdelijk grasland en een fase met akkerbouwgewassen elkaar af** wat leidt tot een opeenvolging van koolstofopbouw en –afbraak. De hoeveelheid koolstof die zal opgebouwd worden onder een dergelijk systeem bij het bereiken van een evenwicht zal afhangen van het aandeel grasland in de rotatie. Hoe hoger dit aandeel, hoe meer koolstof in regel kan opgebouwd worden (Vellinga et al. 2004).

Dit wordt onderbouwd door van Eekeren et al. (2008). In een experiment uitgevoerd gedurende 36 jaar (sinds 1966) op een zandleem bodem in Melle (Universiteit Gent) werden een blijvend grasland, een **wisselbouwsysteem (3 jaar tijdelijk grasland – 3 jaar maïs)** en blijvend akkerland (monocultuur snijmaïs tot en met 1981, rotatie van snijmaïs, voederbiet en veldboon sinds 1981) met elkaar vergeleken. Hierin werd aangetoond dat bij permanent akkerland na 36 jaar de koolstofstock in de **0-10cm bodemlaag** ($29,5 \text{ t C ha}^{-1}$) tot minder dan de helft terugviel in vergelijking met permanent grasland ($69,2 \text{ t C ha}^{-1}$). Bij het **wisselbouwsysteem bleef deze terugval beperkt tot ongeveer twee derde** ($45,9 \text{ t C ha}^{-1}$). Deze studie liet echter niet toe om sekwestratiesnelheden te berekenen aangezien de koolstofstock in het begin van de proef niet gekend was. Soortgelijke resultaten werden gerapporteerd in een Franse studie (Loiseau et al. 1996) die een blijvend grasland vergeleek met **wisselbouw (11 jaar tijdelijk grasland gevolgd door 9 jaar akkerland)** en akkerland op een zandige bodem. Na 20 jaar werden ook hier de hoogste koolstofstocks waargenomen in de 0-30 cm bodemlaag van het blijvend grasland (38 t C ha^{-1}) en de laagste stocks in het akkerland (24 t C ha^{-1}). Het **wisselbouwsysteem nam een intermediaire positie in** met een koolstofstock van 31 ton C ha^{-1} . Het resultaat van de twee bovenstaande veldproeven staat tevens weergegeven in Figuur 2-4.



Figuur 2-4: Koolstofstocks onder blijvend grasland, blijvend akkerland en een wisselbouwsysteem zoals gerapporteerd in de studies van van Eekeren et al. (2009) en Loiseau et al. (1996)

Ook Smith et al. (1997) onderzochten het potentieel van een wisselbouwsysteem om de koolstofvoorraad in de bodem te verhogen. Zij brachten hiervoor de resultaten samen van vier Europese lange-termijn veldexperimenten (GCTE SOMNET database) die tussen de 12 en 25 jaar aanlagen waarin een

wisselbouwsysteem (1, 2 of 3 jaar tijdelijk grasland afgewisseld met 3 jaar akkerland) werd vergeleken met akkerland. Over de 4 experimenten troffen Smith et al. (1997) gemiddeld 9 t C ha^{-1} (0-30cm) meer aan in een wisselbouwsysteem dan in een akkerland.

In een Franse studie uitgevoerd door Pellerin et al. (2013) werd het langer aanhouden van tijdelijk grasland (TG) aangeduid als een waardevolle maatregel bij het verhogen van de koolstofstocks in landbouwbodems. De auteurs stelden vast dat in Frankrijk het merendeel van het tijdelijk grasland (65%) minder dan 3 jaar aanligt. Het **langer aanhouden van tijdelijk grasland (5 jaar)** werd dan ook bestempeld als een **waardevolle en realistische maatregel om de koolstofvoorraden in Franse landbouwbodems te verhogen**. De auteurs gingen uit van een scenario waarbij 100% van het 4-jarig TG, 80% van het 3-jarig TG, 65% van het 2-jarig TG en 50% van het 1-jarig TG, 5 jaar werd aangehouden. Volgens de berekeningen zou een dergelijke maatregel kunnen leiden tot een extra jaarlijkse koolstofopbouw van $0,15 \text{ t C ha}^{-1}$ in de 0-30cm bodemlaag voor Frankrijk in de periode 2010-2030

Mestdagh (2005) onderzocht het verschil in koolstofopbouw onder blijvend (meer dan 5 jaar oud) en tijdelijk (4 jaar oud of jonger) grasland **in een uitgebreide veldstudie in Vlaanderen**. Zij verzamelde hiervoor meer dan 1900 bodemstalen op ongeveer 380 graslandsites onder verschillend beheer en dit in verschillende landbouwstreken in Vlaanderen. Zowel de koolstofconcentratie als de bulkdichtheid van de bodem werd bepaald tot een diepte van 60 cm waardoor de koolstofstocks konden berekend worden. Mestdagh (2005) stelde voor bijna alle landbouwstreken een significant (met uitzondering van de Vlaamse zandstreek) hogere koolstofstock (0-60cm) vast onder blijvend grasland dan onder tijdelijk grasland. Gemiddeld genomen (over de verschillende landbouwstreken heen) werd een koolstofstock (0-60cm) berekend van 146 t C ha^{-1} onder blijvend en 103 t C ha^{-1} onder tijdelijk grasland.

O3: Wat is het effect van het roteren van grasland met akkerbouwgewassen?

De incorporatie van tijdelijk grasland in een akkerbouwrotatie (wisselbouw) kan een waardevolle maatregel zijn om de koolstofopslag in de bodem te verhogen. Verschillende studies vergeleken de koolstofopbouw onder blijvend grasland, blijvend akkerland en wisselbouwsystemen (tijdelijk grasland + tijdelijk akkerland) en stelden vast dat de hoogste koolstofstocks werden waargenomen in het blijvend grasland en de laagste stocks in het blijvend akkerland terwijl **wisselbouw een intermediaire positie** innam. De **hoeveelheid koolstof** die zal opgebouwd worden onder een dergelijk systeem zal afhangen van het **aandeel grasland in de rotatie**. Hoe hoger dit aandeel (en/of hoe langer het tijdelijk grasland wordt aangehouden), hoe meer koolstof in regel kan opgebouwd worden.

2.4 Graslandbeheer

04: Welk effect oefent het graslandbeheer uit op de koolstofopbouw/afbraak in de bodem?

Zoals vermeld in 2.1 gaat het omzetten van akker- naar grasland gepaard met een gestage koolstofopbouw in de bodem. Deze koolstofopbouw kan in grote mate bepaald worden door het beheer van het nieuw geïnstalleerde grasland (Ammann et al. 2007). Volgens Pellerin et al. (2013) kunnen **onderstaande beheersmaatregelen een belangrijke invloed uitoefenen op de koolstofopbouw onder grasland:**

1. Type uitbating van het grasland: uitsluitend begrazen, uitsluitend maaien of een combinatie van beide;
2. Het bemestingsniveau: in de vorm van minerale of organische bemesting;
3. Intensiteit van de uitbating: aantal sneden per jaar of aantal grootvee-eenheden per hectare;
4. Frequentie van vernieuwing (ploegen en opnieuw inzaaien).

2.4.1 Begrazen en/of maaien

04.1: Wat is het effect van begrazen, maaien of een combinatie van beide op de koolstofopbouw onder grasland?

Mestdag et al. (2006) onderzochten het **effect van grazen en maaien op de koolstofopbouw onder blijvend grasland in een uitgebreide veldstudie in Vlaanderen**. Zij verzamelden hiervoor meer dan 1900 bodemstalen op ongeveer 380 graslandsites onder verschillend beheer en dit in verschillende regio's in Vlaanderen. Zowel de koolstofconcentratie als de bulkdichtheid van de bodem werd bepaald tot een diepte van 60 cm waardoor de koolstofstocks konden berekend worden. De auteurs maakten tevens een onderscheid tussen intensief uitgebaat grasland en semi-natuurlijk grasland (grasland dat minder geschikt is voor landbouwdoeleinden door bijvoorbeeld een hoge grondwatertafel). Er werden drie verschillende vormen van graslandbeheer onderscheiden: uitsluitend begrazen (4 grootvee-eenheden per ha op intensief uitgebaat grasland en maximaal 2 grootvee-eenheden op semi-natuurlijk grasland), uitsluitend maaien (2 tot 4 sneden per jaar afhankelijk van de bemesting) en een combinatie van beide (1 tot 2 sneden in het voorjaar gevolgd door begrazen). De resultaten staan weergegeven in Tabel 2-3. Tabel 2-3 toont dat in intensief uitgebaat blijvend grasland, **uitsluitend begrazen aanleiding geeft tot de hoogste koolstofopbouw en uitsluitend maaien tot de laagste** en dit voor de 3 bodemtexturen (klei, leem en zand). Het verschil tussen grazen en maaien bedroeg 65; 25 en 42 t C ha⁻¹ op respectievelijk klei, leem en zand (0-60cm). De **combinatie maaien gevolgd door begrazen neemt een tussenpositie in**. De hogere koolstofopbouw onder begrazen wordt verklaard door verschillende factoren: (i) de 'recyclage' van koolstof via de mest van de grazers, (ii) het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel bij begrazen en (iii) een beter ontwikkelde stoppel bij begrazen. Bij maaien verdwijnt dan weer een groot deel van het organisch materiaal via hooi of silage. Mestdag et al. (2006) wijzen wel op het gevaar van overbegrazing omdat het gras dan minder kan investeren in het wortelstelsel. We gaan er tevens van uit dat de drainagetoestand en de **historiek van de bemonsterde graslanden ook een rol kan gespeeld hebben** in de verkregen resultaten. Mestdag et al. (2006) geven immers aan dat de begraasde percelen meestal als blijvend grasland werden aangehouden terwijl de maaipercelen vaker als tijdelijk grasland aanlagen en dus frequenter gescheurd werden en minder koolstof hebben opgebouwd doorheen de jaren. De auteurs gaven ook aan dat 21% van de intensief uitgebate graslanden gelegen waren op natte percelen (door een hoge grondwatertafel of door de ligging in overstromingsgevoelige gebieden). Het is dus mogelijk dat relatief meer begraasde percelen natter zijn en van oudsher aanlagen als blijvend grasland (vb. percelen die zich niet leenden tot akkerbouw) en bijgevolg reeds veel koolstof hebben vastgelegd in de bodem. Bij semi-natuurlijke graslanden werd enkel op een zandige bodem dezelfde trend gerapporteerd. Op een kleibodem was de koolstofvoorraad onder maaien dan weer veel hoger dan onder grazen. Mestdag et al. (2006) geven aan dat de gemaaide semi-natuurlijke graslanden allemaal natte percelen bedroegen waardoor de koolstofmineralisatie zeer traag verliep terwijl zowel natte als droge percelen bemonsterd werden bij de begraasde graslanden.

Tabel 2-3: Bodemorganische koolstofstocks (t C ha⁻¹) in intensief uitgebaat en semi-natuurlijk grasland in Vlaanderen (0-0,6m) bij verschillend beheer en bodemtextuur (dezelfde letter in een kolom betekent geen significante verschillen tussen grazen, maaien en grazen+maaien; bron: Mestdagh et al. 2006)

Graslandbeheer	Bodemtextuur		
	Klei	Leem	Zand
<i>Intensief uitgebaat grasland</i>			
Begrazen	163 ± 42a	109 ± 36a	132 ± 46a
Maaien + Grazen	150 ± 49a	96 ± 27c	113 ± 34ab
Maaien	98 ± 10b	84 ± 20bc	90 ± 29b
<i>Semi-natuurlijk grasland</i>			
Begrazen	123 ± 39a	94 ± 16a	155 ± 72a
Maaien + Grazen	142 ± 47ab	110 ± 31a	-
Maaien	167 ± 62b	109 ± 31a	117 ± 29b

Ook in een **Franse studie** (Lusignan, gemiddelde temperatuur en neerslag: 11,2°C en 773 mm, leembodem) uitgevoerd door Senapati et al. (2014) werden maaien en begrazen met elkaar vergeleken. Begin 2005 werd tijdelijk grasland ingezaaid op een perceel dat voordien deels onder blijvend grasland en deels onder wisselbouw aanlag. Het tijdelijk grasland (combinatie van Engels raaigras, rietzwenkgras en kropjaar) werd ofwel begraasd (1,5 grootvee-eenheid ha⁻¹ jaar⁻¹) ofwel gemaaid (3-5 sneden per jaar) en mineraal bemest naargelang de gewasbehoefte (meer bemesting onder maaien). De koolstofbalans (opgesteld aan de hand van CO₂-metingen; balans tussen koolstofvastlegging onder grasland en koolstofverlies onder de vorm van methaan, uitspoeling, oogst en dierlijke producten) werd opgevolgd in de periode 2006-2010 en toonde aan dat er beduidend (significant in 2 van de 5 jaren onder studie) **meer netto koolstof werd opgeslagen onder begrazen** (1,4 ± 0,7 t C ha⁻¹ jaar⁻¹) **dan onder maaien** (0,2 ± 0,3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹). De recyclage van de koolstof bij begrazing ten opzichte van het verwijderen van koolstof bij maaien werd door de auteurs naar voor geschoven als de voornaamste verklaring voor het waargenomen effect.

Soortgelijke resultaten werden vermeld in een uitgebreide review van Soussana et al. (2010) die zich baseerden op een studie van Soussana et al. (2007) om een netto koolstofvastlegging van 0,7 en 1,3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ in te schatten onder gras bij respectievelijk, uitsluitend maaien en uitsluitend begrazen in Europese graslanden bij een gematigd klimaat (op gelijke basis begonnen).

Soussana en Lemaire (2014) waarschuwen dan weer voor overbegrazing (aantal grootvee-eenheden ha⁻¹ jaar⁻¹ niet gespecificeerd). Het overschakelen van een te intensieve begrazing naar een meer gematigde begrazing (vb. omschakelen van stand- naar omweiden) wordt dan ook als een zeer waardevolle beheersmaatregel naar voor geschoven om de koolstofopbouw onder grasland te stimuleren.

Van den Pol Van Dasselaar en Lantinga (1995) rapporteren de resultaten van verschillende veldproeven onder grasland uitgevoerd op klei- en leembodems in **Nederland**. De veldproeven stelden de koolstofbalans op voor blijvend grasland bij verschillende minerale bemestingsniveaus (100, 250, 400 en 700 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) en maakten tevens het onderscheid tussen grazen en maaien. Van den Pol Van Dasselaar en Lantinga (1995) stellen vast dat zowel bij maaien als bij grazen **een N-gift van 250 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ optimaal is voor de koolstofopbouw in de bodem**. De auteurs geven aan dat een te lage bemestingsdosis een goede ontwikkeling van de graszode in de weg staat terwijl bij hoge bemestingen een kleiner deel van de geassimileerde koolstof in de plant terecht komt in de wortels en de stoppel. Naast de bemestingsdosis speelt ook het beheer een rol in de koolstofopbouw onder grasland. **Zo voegt grazen (8,8 t C ha⁻¹, inclusief dierlijke excreties) jaarlijks meer koolstof aan de bodem toe onder de vorm van vers organisch materiaal dan uitsluitend maaien (6,5 t C ha⁻¹) bij een optimale N-gift van 250 kg ha⁻¹ jaar⁻¹**. Niet alleen wordt er bij grazen extra koolstof aan de bodem toegevoegd via dierlijke excreties, Van den Pol Van Dasselaar en Lantinga (1995) schatten een 5% hogere stoppelproductie in bij begrazen.

2.4.2 Bemestingsdosis en type bemesting

04.2: Wat is het effect van bemestingstype en bemestingsdosis op de koolstofopbouw onder grasland?

Mestdagh (2005) onderzocht het effect van minerale bemestingsdosis op de koolstofopbouw onder recent aangelegd grasland op 3 verschillende locaties in Vlaanderen die gekenmerkt werden door een verschillende bodemtextuur: Merelbeke (zandleem; experiment werd reeds beschreven in 2.1), Watervliet (lichte klei) en Geel (zand). Het grasland werd uitsluitend gemaaid en mineraal bemest waarbij verschillende maai- en bemestingsregimes werden aangehouden. De combinaties bemestingsniveaus-maairitme waren 450 kg N ha⁻¹ met 7, 5 of 3 sneden per jaar, 225 kg N ha⁻¹ met 5 of 3 sneden per jaar en 0 kg N ha⁻¹ met 3 of 2 sneden per jaar. Er werden tevens twee soorten mengsels (hoofdaandeel Engels raaigras) ingezaaid, met als voornaamste verschil dat er in het ene mengsel een vlinderbloemige (witte klaver) was opgenomen en in het andere mengsel niet.

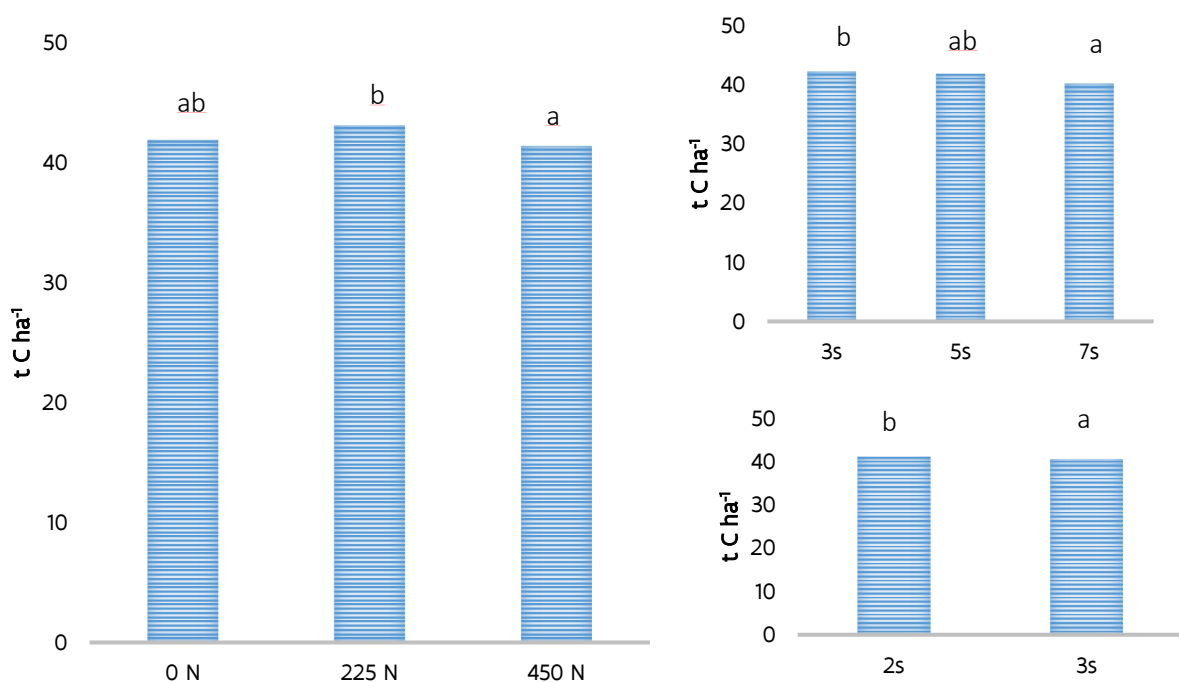
De koolstofstockwijzigingen voor de eerste 2-3 jaar bij de verschillende bemestingsniveaus werden gerapporteerd voor de 0-10cm bodemlaag op de drie locaties en staan weergegeven in Tabel 2-4. Uit Tabel 2-4 komt duidelijk naar voren dat het **inzaaien van grasland** gepaard gaat met een **koolstofopbouw**. Er werd **geen significant effect van de bemestingsdosis op de koolstofopbouw** vastgesteld wat Mestdagh (2005) doet besluiten dat de studieperiode (2-3 jaar) te kort was om effecten te kunnen vaststellen.

Tabel 2-4: Koolstofopbouw (t C ha⁻¹ jaar⁻¹; ± stdev) onder grasland op 3 verschillende locaties bij een verschillende N-bemestingsniveau in de 0-10cm bodemlaag (bron: Mestdagh 2005)

Bemestingsdosis* kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	Locatie		
	Merelbeke (3 jaar)	Geel (2 jaar)	Watervliet (2 jaar)
0	0,53 ± 0,33	0,14 ± 0,52	1,74 ± 0,51
225	0,53 ± 0,35	0,29 ± 0,26	1,88 ± 0,37
450	0,37 ± 0,35	0,62 ± 0,48	1,26 ± 0,21

* onder maaibeheer met afvoer van maaisel

Het proefveld in Merelbeke werd behouden tot 2011 en werd verder opgevolgd door ILVO (ongepubliceerde data). 10 jaar na de start van de proef was de koolstofstock onder het bemestingsniveau van 225 kg N ha⁻¹ significant hoger dan in de behandeling met 450 kg N ha⁻¹ (p=0,03) (Figuur 2-5; gemiddelde van beide mengsels). Het analyseren van de resultaten binnen ieder bemestingsniveau bracht het onderliggend effect van maaibeheer aan het licht. Zo bleek bij 450 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ de koolstofopbouw bij 7 snedes significant lager te liggen dan bij 3 en 5 snedes (gemiddelde van beide mengsels), terwijl bij 0 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ de koolstofopbouw significant lager lag bij 3 snedes in vergelijking met de behandeling waar het gras slechts tweemaal werd gemaaid (enkel significant bij het mengsel zonder witte klaver). Dit toont meteen aan dat een **te intensief maaibeheer de graszode te veel uitput** waardoor de plant **minder koolstof kan vastleggen** in wortel en stoppel. Het aantal snedes waarbij een daling in de koolstofopbouw optreedt is afhankelijk van de bemestingsdosis.



Figuur 2-5: Koolstofstocks (0-30cm) onder grasland (mengsel met en zonder witte klaver) bij verschillende minerale N bemestings-niveaus (links); bij 450 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en een verschillend maairegime (3, 5 en 7 sneden (s) per jaar) (rechtsboven); bij 0 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en een verschillend maairegime (2 en 3 sneden per jaar, enkel mengsel zonder witte klaver) (rechtsonder) 10 jaar na inzaai. Verschillende letters duiden een significant verschil ($p < 0,05$) aan.

De koolstofopbouw onder beide mengsels was quasi gelijk bij 450 en 225 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ maar was significant hoger bij mengsel 2 (met witte klaver) indien geen minerale bemesting werd toegepast (0 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). Het **positieve effect van een vlinderbloemige op de koolstofopbouw lijkt dus enkel tot uiting te komen bij lage bemestingsdosissen**.

In een Noord-Ierse studie (Hillsborough; lemige kleibodem, gemiddelde jaarlijkse temperatuur en neerslag: 9°C en 900mm) vergeleken Fornara et al. (2016) de koolstofopbouw onder een perceel blijvend grasland bij verschillende bemestingsdosissen gedurende een periode van 43 jaar. Het grasland werd in 1969 geploegd en heringezaaid waarna in 1970 de verschillende bemestingsniveau's werden aangelegd: onbemeste controle, minerale bemesting (200 kg N), en dierlijke bemesting met runder- of varkensdrijfmest aan 3 verschillende dosissen (50, 100 en 200 m³). Het grasland werd uitsluitend gemaaid (3 snedes per jaar) met gemiddelde opbrengsten van 11-20 t drogestof ha⁻¹, afhankelijk van de bemestingsdosis. Het bepalen van het koolstofgehalte en de bulkdichtheid van de bodem in de 0-15cm op verschillende tijdstippen doorheen de proef stelde de auteurs in staat om de evolutie in de koolstofstock onder het grasland in kaart te brengen. Ten opzichte van de onbemeste controle, leidde enkel de **toepassing van runderdrijfmest tot een significant hogere koolstofopbouw**. De toepassing van 50, 100 en 200 m³ ha⁻¹ jaar⁻¹ runderdrijfmest resulteerde in een koolstofopbouw van respectievelijk $0,42 \pm 0,02$; $0,55 \pm 0,04$; $0,86 \pm 0,05$ t C ha⁻¹ jaar⁻¹ terwijl in de onbemeste controle een koolstofvastlegging van $0,35 \pm 0,03$ t C ha⁻¹ jaar⁻¹ werd gerapporteerd. Bij de **toepassing van varkensdrijfmest** ($0,37 \pm 0,04$; $0,28 \pm 0,03$ en $0,31 \pm 0,03$ t C ha⁻¹ jaar⁻¹ bij respectievelijk 50, 100 en 200 m³ ha⁻¹ jaar⁻¹) en de **louter minerale bemesting** ($0,32 \pm 0,03$ t C ha⁻¹ jaar⁻¹) werden **geen significante verschillen** met de controle vastgesteld. Het verschil tussen de beide drijfmesttypes werd door de auteurs verklaard aan de hand van de hoeveelheid toegevoegde koolstof aan de bodem: bij een gift van 50m³ stemde het toepassen van runderdrijfmest overeen met een gemiddelde koolstofgift van $0,92 \pm 0,1$ t C ha⁻¹ jaar⁻¹ terwijl dit bij

varkensdrijfmest slechts $0,27 \pm 0,02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bedroeg. De koolstofopbouw onder de onbemeste controle werd dan weer toegeschreven aan de wortelbiomassa (0-20cm) die driemaal hoger was dan in de behandelingen die minerale of dierlijke mest kregen. Verder merkten de auteurs ook nog op dat de veranderingen in koolstofstocks bijna uitsluitend in de 0-15cm bodemlaag werden aangetroffen (de auteurs bepaalden ook de koolstofstocks in de 15-30cm laag maar rapporteerden de resultaten niet). Ook **bleef na 43 jaar de koolstofopbouw nog gestaag verder gaan** (evenwicht nog niet bereikt).

2.4.3 Intensiteit uitbating

04.3: *Wat is het effect van de intensiteit van de uitbating (intensief vs. extensief) op de koolstofopbouw onder grasland?*

In een Franse studie (Soussana et al. 2004b) werd het effect van verschillend graslandbeheer op de koolstofstocks in de bodem opgevolgd. De volgende beheersmaatregelen werden beschreven:

- **A3: Wisselbouwsysteem** (1 à 2 jaar tijdelijk grasland afgewisseld met akkerland) met een **hoge bemestingsdosis** ($> 400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij uitsluitend maaien en $> 150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij begrazen)
- **A2: Wisselbouwsysteem** (1 à 2 jaar tijdelijk grasland afgewisseld met akkerland) met een **minder hoge bemestingsdosis** ($< 400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij uitsluitend maaien en $< 150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij begrazen)
- **B2: Wisselbouwsysteem met een vlinderbloemige** (vb. 3-6 jaar gras-klover of luzerne afgewisseld met akkerland) **zonder minerale N bemesting**
- **C2/D2: Intensief beheerd grasland** (C: 3-15 jaar; D > 15 jaar) dat ofwel gemaaid of begraasd wordt ($> 1,5$ grootvee-eenheid $\text{ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)
- **C1/D1: Extensief beheerd soortenrijk grasland** (C: 3-15 jaar; D > 15 jaar) dat ofwel gemaaid of begraasd wordt ($< 1,5$ grootvee-eenheid $\text{ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)

De wijzigingen in koolstofstocks werden geschat aan de hand van een eenvoudig koolstofmodel (Hénin-Dupuis) waarbij de parameters in het model gebaseerd werden op eerder uitgevoerde veldproeven in Frankrijk aangevuld met expertkennis. De resultaten staan weergegeven in Tabel 2-5. De stockwijzigingen werden geschat over een periode van 20 jaar in de 0-30cm bodemlaag. De berekende cijfers zijn gemiddelde waarden voor Franse bodems.

Tabel 2-5: Effect van graslandbeheer en landgebruik op koolstofopbouw/verlies in de bodem (0-30cm; bron: Soussana et al. 2004b)

Beheer	Initieel	Finaal	Koolstofopbouw/verlies $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$
Reductie minerale N-input	A3	A2	0,3
Introductie van een vlinderbloemige	A3	B2	0,5
	A2	B2	0,3
Extensief grasland intensiever beheren	D1	D2	0,2
Blijvend grasland omzetten naar wisselbouw	D2	C2 (10/2)	-0,2
Grasfase in wisselbouw verlengen	C2 (5/2)	C2 (10/2)	0,2
	C1 (5/2)	C2 (10/2)	0,5
Wisselbouw omzetten naar blijvend grasland	C2 (5/2)	D2	0,3
	C1 (5/2)	D2	0,4

Uit de tabel kunnen we afleiden dat een **gemiddelde koolstofopbouw tussen 0,2 en 0,5 $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** kan bereikt worden door onderstaande maatregelen:

- het verminderen van de bemestingsdosis in intensief beheerd grasland;
- grasland-fase in een wisselbouwsysteem langer aanhouden;
- omzetten van tijdelijk grasland naar blijvend grasland;

- vervangen van een reïncultuur gras door een gras-klover;
- extensief grasland intensiever beheren.

Het **omzetten van blijvend grasland naar tijdelijk grasland** zorgt dan weer voor een **afname van 0,2 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** over een periode van 20 jaar in de 0-30cm laag.

Soortgelijke resultaten werden gerapporteerd in een **Zwitsers veldexperiment** (kleibodem met initieel koolstofgehalte van 2,8-2,9%; gemiddelde jaarlijkse temperatuur: 9,5 °C; gemiddelde jaarlijkse neerslag: 1100mm) waar in 2001 een akkerland werd ingezaaid met een **gras-klover mengsel** en dat was opgedeeld in 2 behandelingen: een **intensieve** behandeling bestaande uit **4 snedes per jaar** en een totale bemesting van **200 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹**, en een **extensieve** behandeling die slechts **3 maal gemaaid werd en niet bemest** werd. Beide behandelingen werden 3 jaar opgevolgd waarna een koolstofbalans werd opgesteld. Over een periode van drie jaar stelden Ammann et al. (2009) op basis van CO₂-emissiemetingen uiteindelijk een **netto koolstofopbouw van 1,47 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ vast onder het intensieve systeem** terwijl de **extensieve behandeling** gepaard ging met een **netto koolstofverlies van 0,57 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**. De auteurs verklaarden dit verlies door een versnelde koolstofmineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Op basis van bodemstaalnames (koolstofgehalte en bulkdichtheid; tot een diepte van 45 cm) in 2001 en 2006 vonden Leifeld et al. (2011) onder de **intensief uitgebate gras-klover** een **koolstofopbouw van 0,35 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** en in het **extensieve systeem** (niet representatief voor de Vlaamse situatie) een **koolstofverlies van -2,17 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**. ¹. **Bemerk dat we de resultaten van Amman et al. (2009) en Leifield et al. (2011) niet met elkaar kunnen vergelijken door het verschil in methode (CO₂-metingen ten opzichte van koolstofmetingen in de bodem).** Beide studies tonen dezelfde trends maar de absolute waarden wijken sterk af.

Ward et al. (2016) bemonsterden **180 weilanden** (blijvend grasland) op 60 locaties verspreid over **Engeland**. Op iedere locatie werd de koolstofstock (tot een diepte van 1m indien mogelijk) bepaald onder 3 graslanden met een verschillend beheer: **intensief, extensief en intermediair beheer** (Tabel 2-6).

Tabel 2-6: Bemestingsniveau, intensiteit begrazing (in grootvee-eenheden (GVE) per hectare), maaibeheer en soortenrijkheid van het grasland voor de verschillende vormen van beheer (bron: Ward et al. 2016)

	Extensief	Intermediair	Intensief
Bemestingsdosis	< 25 kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	25-50 kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	> 100 kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹
Begrazen	Continu begrazen: < 1 GVE ha ⁻¹	Continu begrazen: 1,5 GVE ha ⁻¹	Rotatie grazen: 2,0 – 3,5 GVE ha ⁻¹
Maaïen	1 snede in juli-augustus gevolgd door begrazen	1 snede in juli-augustus gevolgd door begrazen	2-3 sneden per jaar (mei, juli, september)
Plantendiversiteit	Hoge diversiteit (gemiddeld 21 soorten m ⁻²)	Intermediaire diversiteit (gemiddeld 15 soorten m ⁻²)	Lage diversiteit (gemiddeld 10 soorten m ⁻²)

Ward et al. (2016) stelden vast dat een **intermediair graslandbeheer tot de hoogste koolstofopbouw in de bodem leidt**. In vergelijking met intensief (403 t C ha⁻¹) en extensief beheer (414 t C ha⁻¹) werd bij intermediair beheer (446 t C ha⁻¹) respectievelijk 10,7 en 7,8% meer koolstof opgebouwd in de bodem tot op een diepte van 1 m. De auteurs geven aan dat bij een intermediair beheer de graslandproductie wordt verhoogd (ten opzichte van een extensieve uitbating) wat meer aanbreng van organisch materiaal (o.a. via wortels) met zich meebrengt zonder dat de mineralisatie in de bodem al te veel versneld wordt (zoals bij een te intensief beheer het geval kan zijn). De auteurs merkten tevens op dat de beheerseffecten op de koolstofstocks het meest uitgesproken waren in de toplaag (0-7,5cm) maar dat ook tot op een diepte van 60cm nog significante verschillen werden aangetroffen tussen de verschillende uitbatingen. Merk op dat het intensief beheer in de studie van Ward et al. (2016) het nauwst aansluit bij een gangbaar graslandbeheer in de Vlaamse landbouw: tot 300 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ op grasland onder maaivoorwaarden, 4-6 sneden maaïen afhankelijk van het seizoen

en begrazen aan een gemiddelde dichtheid van 2,5 GVE ha⁻¹ jaar⁻¹ (Abts et al. 2015; De Vliegheer A., persoonlijke mededeling).

Soussana, Klumpp et al. (in voorbereiding, niet gepubliceerde data) trachtten aan de hand van waarnemingen op 29 graslandsites verdeeld over Europa het optimale graslandbeheer in te schatten. De begrazingsdichtheid op de verschillende sites varieerde tussen 0,3 en 2,2 GVE ha⁻¹ terwijl onder maaivoorwaarden drogestofopbrengsten werden genoteerd tussen 5 en 15 t ha⁻¹ jaar⁻¹. Op begraasd grasland wordt een veebezetting van 2 GVE ha⁻¹ jaar⁻¹ als optimaal bestempeld. Onder maaivoorwaarden leidt een drogestofopbrengst van 10 t ha⁻¹ jaar⁻¹ tot een maximale koolstofopbouw. Vooral deze laatste waarde leunt dicht aan bij het huidig graslandbeheer in de Vlaamse landbouw (Abts et al. 2015; De Vliegheer A., persoonlijke mededeling).

Ook in de veldproef in Merelbeke die reeds uitvoerig aan bod kwam in 2.4.2 werd vastgesteld dat een **te intensief maaibeheer de graszode te veel uitput** waardoor de plant **minder koolstof kan vastleggen** in wortel en stoppel. Zo bleek bij een minerale bemesting van 450 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ de koolstofopbouw onder grasland bij 7 snedes significant lager te liggen dan bij 3 en 5 snedes, terwijl bij 0 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ de koolstofopbouw significant lager lag bij 3 snedes in vergelijking met de behandeling waar het gras slechts tweemaal werd gemaaid.

2.4.4 Graslandvernieuwing

04.4: Wat is het effect van graslandvernieuwing op de koolstofopbouw onder grasland?

Graslandvernieuwing vindt vooral plaats om de kwaliteit en productie van grasland te behouden/verhogen (Lesschen et al. 2012). Graslandvernieuwing (ploegen en opnieuw inzaaien) kan echter ook aanleiding geven tot een tijdelijk, verhoogde mineralisatie en bijgevolg een aanzienlijk verlies van koolstof in de bodem in de eerste jaren na vernieuwing (Necpálová et al. 2013).

In een **lerse study** (Tipperary, gemiddelde jaarlijkse temperatuur: 9,8°C en gemiddelde jaarlijkse neerslag: 1055mm) op een lemige kleibodem (initiële koolstofconcentratie 0-30cm bedroeg 4,48%, bulkdichtheid van de bodem 0-30cm bedroeg 1,09 g cm⁻³) onderzochten Necpálová et al. (2014) veranderingen in koolstofopbouw onder blijvend grasland gedurende 7 jaar en onder opnieuw ingezaaid grasland gedurende een periode van 2,5 jaar. De proef werd uitgevoerd op een praktijkperceel dat reeds meer dan 50 jaar onder grasland lag, ingezaaid was met Engels raaigras en witte klaver en gemiddelde drogestof-opbrengsten liet noteren van 13,5-14,7 t ha⁻¹ (vergelijkbaar met de Vlaamse situatie). De auteurs stelden vast dat er op een **periode van 2,5 jaar, 32,2 t C ha⁻¹** (stemt overeen met een procentueel verlies van 22% ten opzichte van het blijvend grasland) **verloren ging in de 0-30cm bodemlaag na de graslandvernieuwing**. Het merendeel van dit verlies werd genoteerd in de eerste 4 maanden na de graslandvernieuwing. Dit verlies was uitsluitend te wijten aan een daling in de koolstofconcentratie aangezien de bulkdichtheid van de bodem ongewijzigd bleef. In het blijvend grasland dat gedurende 7 jaar werd opgevolgd werd een lichte stijging in de koolstofstock genoteerd (0-30 cm). Aan de hand van een lineair model werd een jaarlijkse stijging van 0,1 t C ha⁻¹ berekend. De stijging werd vooral waargenomen in de toplaag (0-10cm).

Ook Linsler et al. (2013) onderzochten het effect van graslandvernieuwing op de koolstofstocks in de bodem. Op een proefveld (gesitueerd in Lindhof, **Duitsland**; lemige zandbodem; gemiddelde jaarlijkse temperatuur en neerslag: 8,9°C en 768 mm) dat aanligt sinds 1994 werd een deel van een perceel blijvend grasland (ingezaaid in 1994, voordien akkerland; beheer tot 2005: 1-2 maal maaien in voorjaar gevolgd door begrazen; beheer na 2005: uitsluitend maaien, meestal 4 snedes per jaar) geploegd (0-25 cm) in 2005 waarna 2 behandelingen werden aangelegd. In een eerste behandeling werd onmiddellijk na het ploegen een gras-klaver mengsel ingezaaid terwijl in de tweede behandeling wintertarwe werd ingezaaid. Na de oogst van de tarwe in het daaropvolgende jaar (waarbij het stro werd ingewerkt) werd ook hier een gras-klaver mengsel ingezaaid. Het andere deel van het perceel blijvend grasland bleef onaangeroerd en fungeerde als een controle. Op een nabijgelegen perceel blijvend grasland werd de proef een aantal jaar later nog eens

herhaald (ploegen blijvend grasland in 2008). Een intensieve bodembemonstering (0-40cm) in 2010 stelde de auteurs in staat om **2 en 5 jaar na vernieuwing de koolstofstocks onder grasland te evalueren**. 2 jaar na vernieuwing werd in de toplaag (0-10cm) van het vernieuwde grasland een significant lagere koolstofstock aangetroffen dan in het onverstoord blijvend grasland (-8,5 t C ha⁻¹ of -33%). De verschillen (die gerelateerd werden aan een vlugge mineralisatie van de graszode) werden echter enkel in de toplaag waargenomen. Over het volledige profiel (0-40cm) werden gemiddeld geen significante verschillen waargenomen. Bovendien bleek het effect in de toplaag na 5 jaar verdwenen wat de auteurs doet besluiten dat bij het **éénmalig vernieuwen van grasland, de koolstofstocks onder het vernieuwde grasland na verloop van tijd het niveau onder onverstoord blijvend grasland terug bereiken**. Ook rapporteerden de auteurs geen verschillen tussen direct opnieuw inzaaien en de éénmalige teelt van granen (+inwerken stro) voorafgaand aan opnieuw inzaaien van grasland.

O4: Welk effect oefent het graslandbeheer uit op de koolstofopbouw/afbraak in de bodem?

O4.1: Wat is het effect van begrazen, maaien of een combinatie van beide op de koolstofopbouw onder grasland?

Verschillende studies hebben aangetoond dat **grazen leidt tot een hogere koolstofopbouw onder grasland dan wanneer er uitsluitend gemaaid wordt**. De hogere koolstofopbouw onder begrazen wordt verklaard door verschillende factoren: (i) de 'recyclage' van koolstof via de mest van de grazers, (ii) het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel bij begrazen en (iii) een beter ontwikkelde stoppel bij begrazen. Bij maaien verdwijnt dan weer een groot deel van de koolstof via hooi of silage. Hoewel dit slechts aan bod kwam in één studie (Mestdag et al. 2006) blijkt de **combinatie maaien gevolgd door begrazen een tussenpositie** in te nemen.

O4.2: Wat is het effect van bemestingstype en bemestingsdosis op de koolstofopbouw onder grasland?

Zoals verwacht leidt het **toepassen van dierlijke mest tot een hogere koolstofopbouw** onder grasland dan wanneer louter mineraal bemest wordt. Het type mest speelt hierbij wel een rol. In deze literatuurstudie werd een hogere koolstofopbouw enkel vastgesteld bij de toepassing van runderdrijfmest en niet bij toepassen van varkensdrijfmest. Runderdrijfmest voegt immers een grotere hoeveelheid koolstof toe aan de bodem dan varkensdrijfmest. Het verhogen van de dosis runderdrijfmest resulteerde tevens in meer koolstof in de bodem (in Vlaanderen wordt de dosis uiteraard gelimiteerd door de mestwetgeving). Dergelijk dosiseffect werd niet vastgesteld bij minerale stikstofbemesting. In een 10 jaar durende studie aan het ILVO werd **immers een significant hogere koolstofstock** onder grasland vastgesteld **bij de behandeling met 225 kg minerale N ha⁻¹** dan in de behandeling met 450 kg minerale N ha⁻¹.

O4.3: Wat is het effect van de intensiteit van de uitbating (intensief vs. extensief) op de koolstofopbouw onder grasland?

Onze literatuurstudie toont aan dat zowel een **te intensief** beheer (hoge bemestingsdosis in combinatie met hoge veebezetting en/of frequentie van maaien) als een **te extensief** beheer (lage bemestingsdosis in combinatie met lage veebezetting en/of frequentie van maaien) de **koolstofopbouw onder grasland kunnen afremmen**. Een te intensief beheer put de graszode te veel uit waardoor de plant minder koolstof kan vastleggen in wortels en stoppel. Een te extensief beheer kan dan weer leiden tot een versnelde koolstofmineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Een **intermediair beheer wordt dan ook naar voor geschoven als het optimum voor koolstofopbouw** onder grasland.

O4.4: Wat is het effect van graslandvernieuwing op de koolstofopbouw onder grasland?

Hoewel graslandvernieuwing vaak het onderwerp uitmaakt van onderzoek met betrekking tot de stikstofdynamiek in de bodem, blijft het effect op de koolstofsekwestratie onderbelicht. Op basis van slechts twee studies die de evolutie in koolstofstocks bij graslandvernieuwing (ploegen en opnieuw inzaaien) in kaart brachten, kunnen we geen algemene besluiten trekken. Op basis van de studie van Linsler et al. (2013) kunnen we echter voorzichtig besluiten dat bij **een lage frequentie van graslandvernieuwing, de koolstofstocks onder het vernieuwde grasland na verloop van tijd het niveau onder onverstoorde blijvend grasland terug bereiken**.

2.5 Maximale koolstofvastlegging onder grasland

05.1: Hoe evolueert de koolstofopslag? Wanneer evenwicht bereikt?

05.2: Welk potentieel is er nog voor koolstofopslag onder huidige grasland?

De koolstofvastlegging in de bodem verloopt niet lineair. Smith et al. (1997) baseren zich op een groot aantal lange-termijn veldproeven om te stellen dat de **koolstofopbouw vaak het hoogst is direct na een verandering in landgebruik of landbeheer**. Vervolgens **evolueert de bodem naar een nieuw evenwicht**. Jenkinson (1988) volgde de koolstofopbouw op in een kleibodem in Rothamsted (Verenigd Koninkrijk) na omzetten van akker naar grasland. De auteur stelde vast dat de snelheid waarmee de koolstof werd vastgelegd, duidelijk het hoogst was in de beginfase en afvlakte naarmate het evenwicht na ongeveer 100 jaar bereikt werd waarna de koolstofopbouw min of meer constant bleef. Andere studies maken dan weer gewag van kortere periodes (Tabel 2-7).

Tabel 2-7: Aantal jaar vooraleer evenwicht in koolstofopbouw onder grasland wordt bereikt zoals gerapporteerd in de literatuur

Referentie	Aantal jaar vooraleer evenwicht in koolstofopbouw wordt bereikt
Poeplau et al. 2011	120
Lugato et al. 2015	86
Fornara et al. 2016	43
Conant et al. 2001	40
Arrouays et al. 2002	20
Jenkinson 1988	100

Hoewel het tot 100 jaar kan duren vooraleer een evenwicht bereikt wordt, geven Smith et al. (1997) aan dat het grootste deel van het koolstofopslagpotentieel reeds bereikt kan zijn na een periode van 20 jaar. Dit is meteen ook de periode die gebruikt wordt door het IPCC voor het opstellen van nationale broeikasgasbalansen. De **uiteindelijke koolstofopbouw in de bodem hangt af van een aantal factoren**:

1. De capaciteit van een bodem om koolstof vast te leggen (vooral bepaald door het **kleigehalte**);
2. Het **klimaat**: bodemtemperatuur en –vochtgehalte bepalen de mineralisatiesnelheid;
3. De **kwaliteit van de toegevoegde koolstof** aan de bodem;
4. De **balans** tussen koolstofinput en de hoeveelheid koolstof die verloren gaat uit de bodem door respiratie;
5. De **initiële koolstofstock**.

Zo stelden Goidts en van Wesemael (2007) een omgekeerde evenredig verband vast tussen de initiële koolstofstocks in 1955 onder grasland en de toename in koolstof in de periode 1955-2005 bij het in kaart brengen van koolstofstocks onder grasland in Wallonië. Met andere woorden, graslandbodems met een hoge initiële koolstofstock zullen minder koolstof kunnen opbouwen dan bodems met een lage initiële stock.

De bodem kan dus maar een bepaalde hoeveelheid koolstof opslaan. Deze maximale hoeveelheid kan geschat worden aan de hand van de vergelijking van Hassink (1997) die het koolstofverzadigingspotentieel van een bodem relateert aan de fijne fractie (klei + leem; $\leq 20 \mu\text{m}$).

$$C_{\text{sat}} = 4,09 + 0,37 \times \text{bodempartikels } \leq 20 \mu\text{m} (\%)$$

Waarbij C_{sat} staat voor het koolstofverzadigingspotentieel (mg g^{-1}). Indien nu de koolstofconcentratie van de fijne fractie ($\leq 20 \mu\text{m}$) van een bodem gekend is, dan kan het koolstofopslagpotentieel bepaald worden aan de hand van onderstaande formule;

$$C_{\text{pot}} = C_{\text{sat}} - C_{\text{cur}}$$

waarbij C_{cur} staat voor de huidige koolstofconcentratie (mg g^{-1}) van de fijne fractie en C_{pot} staat voor het koolstofopslagpotentieel van een bodem.

Voor zover ons bekend, werd een dergelijke oefening nog niet gemaakt voor Vlaamse bodems. In de literatuur troffen we echter een aantal casestudies aan die representatief kunnen zijn voor de Vlaamse situatie.

Een eerste studie werd uitgevoerd door Wiesmeier et al. (2014) in Zuidoost Duitsland (Bavaria). De auteurs deden hiervoor beroep op bestaande data (512 locaties/bodemprofielen (0-10cm) waarvan het koolstofgehalte en de bulkdichtheid van de bodem gekend was) en eigen metingen van de bodemtextuur (fijne fractie) en de koolstofconcentratie in die fijne fractie ($\leq 20 \mu\text{m}$) op 95 locaties verdeeld over bos-, akker- en graslandbodems. Aan de hand van de eigen bodemtextuurmetingen werd het koolstofverzadigingspotentieel voor bodems onder bos, akker- en grasland bepaald. Aangezien het aandeel fijne fractie bijna identiek was voor de drie landgebruikstypes (44-45%) resulteerde dit in een gelijkaardig koolstofverzadigingspotentieel van 19,7–20,8 mg g^{-1} . De koolstofconcentratie in de fijne fractie was dan weer wel gerelateerd aan landgebruik met een mediaan van 9,6; 14,9 en 18,5 mg g^{-1} onder respectievelijk akker-, grasland en bos. Vergeleken met het koolstofverzadigingspotentieel van de bodems betekende dit dus een gemiddelde koolstofverzadiging van 47, 73 en 93% onder respectievelijk akker-, grasland en bos. Aan de hand van de gemeten bulkdichtheden berekenden de auteurs vervolgens een koolstofopslagpotentieel van 1,5 kg m^{-2} voor akkerland, 0,6 kg m^{-2} voor grasland en 0,1 kg m^{-2} voor bosbodems in de 0-10 cm laag. Hieruit leidden Wiesmeier et al. (2014) een aanzienlijk potentieel voor koolstofopbouw af onder zowel akker- als grasland af in Bavaria waarbij de bodems met een hoog aandeel fijne fractie het hoogste potentieel bezitten.

Een soortgelijke oefening voor Franse akkerbodems werd gemaakt door Angers et al. (2011). Ook hier deden de auteurs beroep op een bestaande database die koolstofconcentratie metingen (0-20, 0-30cm) omvatte van 1.454.633 akkerbouwpercelen verspreid over Frankrijk. Bodemtextuuranalyses waren beschikbaar voor een deel (295.884) van de percelen. In tegenstelling tot Wiesmeier et al. (2014) maakten Angers et al. (2011) geen gebruik van eigen metingen om de koolstofconcentratie van de fijne fractie te bepalen. In de plaats daarvan maakten zij gebruik van een eerdere analyse in Franse akkerbodems (Morvan, niet gepubliceerde data) om de koolstofconcentratie in de fijne fractie in te schatten op $85 \pm 2.5\%$ van de totale koolstofconcentratie. Angers et al. (2011) berekenden uiteindelijk een koolstofopslagpotentieel voor Franse akkerbodems van 8.1 mg g^{-1} (mediaan) wat in de lijn ligt met de waarde van Wiesmeier et al. (2014; 11.1 mg g^{-1}).

Ook Beare et al. (2014) baseerden zich op het werk van Hassink (1997) om het koolstofopslagpotentieel van graslandbodems in Nieuw-Zeeland in te schatten. Zij maakten hiervoor gebruik van een nationale database en selecteerden 256 bodemprofielen (koolstofconcentratie voor de 0-30cm) genomen onder blijvend grasland verdeeld over Nieuw-Zeeland. Ook hier werd de koolstofconcentratie in de fijne fractie ingeschat op 85% van de totale koolstofconcentratie (gebaseerd op Angers et al. (2011) en eigen metingen in graslandbodems in Nieuw Zeeland die een waarde van 81-89% bekwamen). Voor de graslandbodems in Nieuw-Zeeland werd een koolstofopslagpotentieel van 12 mg g^{-1} (mediaan) voor de 0-15cm en 15 mg g^{-1} (mediaan) voor de 15-30cm berekend. Deze waarde ligt beduidend hoger dan de eerder gerapporteerde waarde voor graslandbodems in Wiesmeier et al. (2014; 5.0 mg g^{-1} , mediaan).

05.1: Hoe evolueert de koolstofopslag? Wanneer evenwicht bereikt?

De **koolstofvastlegging in de bodem verloopt niet lineair** maar is vaak het hoogst direct na een verandering in landgebruik of landbeheer. Vervolgens evolueert de bodem naar een nieuw **evenwicht dat na 20 tot 100 jaar (afhankelijk van de bron) bereikt wordt** waarna de koolstofstock min of meer constant blijft. De **uiteindelijke koolstofstock in de bodem hangt af van een aantal factoren** zoals (i) de capaciteit van een bodem om koolstof vast te leggen (vooral bepaald door het **kleigehalte**), (ii) het **klimaat** (bodemtemperatuur en – vochtgehalte bepalen de mineralisatiesnelheid), (iii) de kwaliteit van de **toegevoegde koolstof** aan de bodem, (iv) de **balans** tussen koolstofinput en de hoeveelheid koolstof die verloren gaat uit de bodem door respiratie en (v) de **initiële koolstofstock**.

05.2: Welk potentieel is er nog voor koolstofopslag onder huidige grasland?

Voor zover ons bekend, werd een dergelijke oefening nog niet gemaakt voor Vlaamse (grasland)bodems. In de literatuur troffen we echter een aantal casestudies aan die representatief kunnen zijn voor de Vlaamse situatie. Studies uit Duitsland en Nieuw-Zeeland berekenden een koolstofopslagpotentieel van respectievelijk 6,0 (0-10cm) en 25,2 (0-15cm) t C ha⁻¹ onder grasland. Ook blijkt uit de meest recente publicatie van de Bodemkundige Dienst van België (Tits et al. 2016) dat het koolstofgehalte van 55% van de bemonsterde graslandpercelen in Vlaanderen zich onder de streefzone bevindt, wat erop kan wijzen dat ook in Vlaanderen nog een groot potentieel is voor koolstofopslag onder grasland.

3 Koolstofopbouw onder grasland op regionaal niveau

In dit onderdeel bespreken we de studies die uitgevoerd werden op regionale, nationale of Europese schaal en die de koolstofopbouw onder grasland in kaart brachten voor een volledige regio.

3.1 België

06: Hoe evolueerde de koolstofopbouw onder grasland in België (Vlaanderen) doorheen de voorbije jaren?

3.1.1 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1990-2000

In navolging van het Kyoto-protocol en het mogelijk in rekening brengen van koolstofvastlegging door verandering van landgebruik of bebossing (Artikel 3.3 en 3.4) werd begin 2000 veel aandacht besteed aan het in kaart brengen van bodemkoolstofstocks in België. Om de invloed van landgebruik en veranderingen in landgebruik op de koolstofvastlegging te kunnen vaststellen, waren immers accurate cijfers nodig over de bodemkoolstofstocks in België in het referentiejaar 1990. Het vastleggen van een referentie leek cruciaal om te achterhalen of de landbouwbodems in België dan wel als een sink (opslaan van koolstof) of als een source (vrijstellen van koolstof) fungeren.

Het CASTEC-project (*Carbon Sequestration potential in different Belgian Terrestrial Ecosystems: quantification and strategic exploration*) dat werd uitgevoerd door ILVO en Universiteit Gent gaf een antwoord op deze oproep en leverde een overzicht van de terrestrische koolstofstocks voor Vlaanderen onder bos, gras- en akkerland zowel voor het jaar 2000 als voor het referentiejaar 1990. Aan de hand van deze resultaten kon achterhaald worden of de landbouwbodems gefungeerd hadden als een sink dan wel als een source in deze periode.

Mestdagh et al. (2009) leverden de data aan over de koolstofstocks tot 1 m diepte onder grasland in Vlaanderen voor 2000 en 1990. Zij combineerden daarvoor de beschikbare cijfers over het graslandareaal in Vlaanderen (Algemene Directie Statistiek, landbouwtelling 1990 en 2000) met de koolstofmetingen (koolstofconcentratie, 0-6 cm, geaggregeerd per gemeente) onder grasland van de Bodemkundige Dienst van België (BDB) en eigen metingen voor de bepaling van bulkdichtheid en de verdeling van koolstof in de diepte (0-60 cm). Enkel het areaal blijvend grasland (= grasland dat tenminste 5 jaar oud was) en het areaal tijdelijk grasland (= grasland van 4 jaar oud of jonger of grasland dat jaarlijks of om de 2 jaar opnieuw wordt heringezaaid) dat gemaaid + begraaasd werd, werd daarbij in rekening genomen. Tijdelijk grasland dat uitsluitend gemaaid werd, werd ondergebracht in de studie van Sleutel et al. (2003) over de koolstofstocks onder akkerland.

De koolstofstocks onder grasland werden berekend aan de hand van de uitgebreide database aan koolstofmetingen van de BDB. Deze database omhelsde 17453 bodemstalen onder grasland (verspreid over Vlaanderen) genomen in de periode 1989-1991 (Hendrickx et al. 1992) en 11502 bodemstalen in de periode 1998-2000 (Vanongeval et al. 2000). De koolstofconcentraties van de toplaag (0-6 cm) werden geëxtrapoleerd tot een diepte van 1m aan de hand van het Hillinski-model (Hillinski 2001) en de metingen van Mestdagh.

$$C(z) = C_b + (C_0 - C_b) e^{-kz}$$

Waarbij $C(z)$ staat voor de het koolstofgehalte (kg C per kg droge bodem) op een diepte z , C_b staat voor het koolstofgehalte onderaan het profiel en C_0 voor het koolstofgehalte in de toplaag. Voor de z -waarde werd steeds het midden van het interval (vb. 0-10cm) genomen waarover werd gemeten. k (m^{-1}) staat voor de exponentiële afname van het koolstofgehalte met de diepte.

Om de betrouwbaarheid van de extrapolatie te verhogen werd de k -parameter zo goed mogelijk ingeschat aan de hand van een groot aantal koolstofmetingen (>1500 profielen) door Mestdagh et al. (2009) op verschillende dieptes (0-10, 10-30 en 30-60cm). De profielen werden genomen onder grasland in de periode 2001-2004 in de verschillende landbouwstroken van Vlaanderen. De eigen koolstofmetingen werden verder

aangevuld met koolstofdata van de lagen 60-80 en 80-100cm (de auteurs berekenden een gemiddeld koolstofgehalte voor iedere landbouwstreek) uit de Aardewerk databank. Deze databank werd samengesteld in de periode 1947-1962 en omvat meer dan 10000 bodemprofielen verdeeld over de verschillende landbouwstreken (<https://dov.vlaanderen.be>). De auteurs verantwoordden het gebruik van deze metingen uit 1947-1962 door te stellen dat het koolstofgehalte op deze dieptes niet wijzigde doorheen de jaren. De k-waarde voor iedere landbouwstreek staat weergegeven in Tabel 3-1 en toont een hogere waarde, en dus een snellere daling met de diepte, voor zwaardere bodemtexturen.

In een laatste stap werden de koolstofstocks berekend tot 1m diep aan de hand van onderstaande formule (Sleutel et al. 2003).

$$\text{Bodemorganische koolstofstock } 0 - 1\text{m (kg m}^{-2}\text{)} = BD (1 - e^{-zk}) k^{-1} (C_0 - C_b) + z BD C_b$$

Waarbij BD staat voor de gewogen, gemiddelde bulkdichtheid van de bodem over het volledige profiel (0-1m) voor een specifieke landbouwstreek in Vlaanderen. De bulkdichtheid van de bodem werd door Mestdagh et al. (2009) gemeten op meer dan 70 graslandpercelen, verspreid over de verschillende landbouwstreken, op verschillende dieptes (0-10, 10-30 en 30-60). Mestdagh et al. (2009) berekenden vervolgens een gewogen gemiddelde over het volledige profiel (0-60cm) en voor iedere landbouwstreek en gebruikten deze waarde als een inschatting voor de bulkdichtheid tot op een diepte van 1m.

Aan de hand van de bulkdichtheid, de koolstofmetingen van de BDB (0-6cm), de k-waarde, gebaseerd op eigen koolstofmetingen en de koolstofmetingen uit Aardewerk (80-100cm) en de graslandarealen uit de landbouwellingen werd uiteindelijk de koolstofstock onder grasland voor iedere landbouwstreek in Vlaanderen bepaald (Tabel 3-1).

Tabel 3-1: Bulkdichtheid van de bodem (BD), ingeschatte k waarde van het diepte-distributiemodel, graslandareaal voor 1990 en 2000 en de berekende koolstofstocks tot 1m diepte voor de verschillende Vlaamse landbouwstreken in 1990 en 2000 (bron: Mestdagh et al. 2009)

Landbouwstreek	BD (g cm ⁻³)	k (m ⁻¹)	Graslandareaal (ha)		Gemiddelde koolstofstock (kg m ⁻²)	
			1990	2000	1990	2000
Kempen	1,42 ± 0,17	2,56 ± 1,46	53788	52935	16,3 ± 2,7	14,2 ± 2,7
Leemstreek	1,47 ± 0,09	3,86 ± 1,72	11771	11412	12,6 ± 2,4	11,1 ± 2,2
Polders	1,52 ± 0,11	3,34 ± 1,46	21679	20981	21,1 ± 6,3	21,3 ± 6,1
Zandleemstreek	1,48 ± 0,18	3,30 ± 1,61	72451	68724	15,0 ± 4,0	13,2 ± 3,7
Zandstreek	1,47 ± 0,07	2,91 ± 1,42	73458	71795	14,8 ± 3,8	13,4 ± 3,5
Duinen	1,42 ± 0,17	- ^a	2698	2488	24,9 ± 7,1	25,3 ± 6,4

^a onvoldoende data beschikbaar: de k waarde van de Duinen werd gelijkgesteld aan de waarde van de Kempen

De resultaten van Mestdagh et al. (2009) tonen een **duidelijke afname aan van de koolstofstocks onder grasland in de Kempen, de Leem-, Zandleem- en Zandstreek van Vlaanderen tussen 1990 en 2000** (-4 Mt bodemorganische koolstof over gans Vlaanderen). De auteurs wijten deze daling vooral aan een afname in het organisch koolstofgehalte onder grasland en in mindere mate aan een afname in areaal van blijvend grasland (238.173 ha in 1990 vs. 230.199 ha in 2000).

Gemiddeld genomen over Vlaanderen nam het koolstofgehalte onder grasland af van 158 t C ha⁻¹ in 1990 naar 143 t C ha⁻¹ in 2000, wat overeen stemt met een jaarlijkse afname van 1,5 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ (0-1m). Het in werking treden van het mestactieplan in de jaren '90 en de daarmee gepaard gaande afname van organische mesttoediening op grasland en de toename aan areaal tijdelijk grasland ten nadele van blijvend grasland

worden aangehaald als de voornaamste verklaringen. In het algemeen wordt er immers minder koolstof opgeslagen onder tijdelijk dan wel onder blijvend grasland (Mestdagh et al. 2006).

Naast het CASTEC-project trachtte ook het METAGE-project ('Modelleren van broeikasgas emissies uit Belgische terrestrische ecosystemen onder scenario's van bodemgebruiks- en klimaatsverandering') de koolstofstocks onder verschillende ecosystemen in België in kaart te brengen. **Letkens et al. (2005a) rapporteerde de resultaten voor bos, gras- en akkerland voor de jaren 1990 en 2000.** In tegenstelling tot Mestdagh et al. (2009) maakten Letkens et al. (2005a) geen gebruik van landbouwtellingen om de arealen gras- en akkerland in te schatten, maar maakten ze gebruik van zogenaamde '**Landscape Units**' (LSU) die een specifiek landgebruik (vb. blijvend grasland) en bodemtype (textuur en drainageklasse) koppelen. Hiervoor werden de Europese dataset Corine Land Cover (CLC, versie 1990, resolutie 250m x 250 m²) en de digitale bodemkaart (inclusief klimaatclassificatie) van België gecombineerd. Binnen de CLC vormt blijvend grasland één van de 44 klassen ('pastures'), alleen wordt er niet gespecificeerd hoe lang het grasland moet aanliggen.

De combinatie van de CLC en de bodemkaart leidde voor België uiteindelijk tot 72908 polygonen (combinatie van één bodemtype en één type landgebruik, gemiddelde oppervlakte 33 ha) die onderverdeeld werden in 289 LSU (gemiddelde oppervlakte 8.229 ha) die op hun beurt 79% van het Belgische areaal vertegenwoordigen. In overeenstemming met Mestdagh et al. (2009) maakten Letkens et al. (2005a) gebruik van de dataset aan koolstofmetingen onder grasland (0-6cm) in Vlaanderen van de Bodemkundige Dienst van België (BDB). Ook hier werden de data van de periodes 1989-1991 (Hendrickx et al. 1992) en 1998-2000 (Vanongeval et al. 2000) gebruikt voor een inschatting van de koolstofstocks onder grasland in 1990 en 2000. Voor Wallonië werden vier bestaande datasets gecombineerd (Requasud dataset en de datasets van de 'Centre d'Information Agricole' in Luxemburg, Luik en Henegouwen) die koolstofmetingen rapporteren tot op een diepte van 15 cm.

Om de koolstofconcentraties (%) die weergegeven werden in de verschillende databases om te zetten naar koolstofstocks (kg m⁻²; 0-1m) werd de bulkdichtheid (BD) geschat aan de hand van onderstaande pedotransferfunctie (Rawles 1983):

$$BD = \frac{100}{\frac{OM}{VM} + \frac{100 - OM}{VMF}}$$

Waarbij OM staat voor % organische stof (= organische koolstof x 2), VOM voor de dichtheid van organische stof (= 0.224 t m⁻³) en VMF voor de dichtheid van minerale bodem voor een bepaalde textuurklasse (t m⁻³) volgens Boon (1984). De koolstofstock (SOC) werd vervolgens berekend aan de hand van onderstaande formule:

$$SOC (kg m^{-2}) = C\% \times BD (Mg m^{-3}) \times D (m) \times 10$$

Waarbij D staat voor de diepte waarover de koolstofconcentratie (C%) werd bepaald. Vervolgens werden de koolstofgehaltes gekoppeld aan een LSU. Vermits de koolstofconcentraties in de eerder vermelde databases in de meeste gevallen gerapporteerd werden per gemeente, werd voor iedere LSU een gewogen gemiddeld koolstofgehalte berekend van alle gemeenten binnen een bepaalde LSU (het gewicht werd toegekend op basis van areaalaandeel binnen de LSU).

In een laatste stap werden de koolstofconcentraties geëxtrapoleerd tot een diepte van 1m met behulp van een extrapolatiefactor, specifiek voor iedere LSU. Deze extrapolatiefactoren werden ontwikkeld door Letkens et al. (2004) aan de hand van de Aardewerk database die bodemprofielen tot een diepte van 1,20 m bevat. De auteurs halen terecht aan dat deze factor een bijkomende onzekerheid op de metingen met zich meebrengt. Zo varieert de extrapolatiefactor om de koolstofmetingen onder grasland van de BDB (0-6cm) te extrapoleren tot 1m tussen 3,2 en 10,5 (afhankelijk van het bodemtype).

De resultaten van Lettens et al. (2005a) tonen een **duidelijke afname in zowel koolstofconcentratie als totale koolstofstocks onder grasland in België tussen 1990 en 2000**. De koolstofstock (0-1m) nam af van $139 \pm 5 \text{ t C ha}^{-1}$ in 1990 naar $130 \pm 5 \text{ t C ha}^{-1}$ in 2000 wat overeenkomt met een jaarlijkse afname van $0,82 \text{ t C ha}^{-1}$. De totale koolstofstocks (0-1m) onder blijvend grasland in België namen dan weer af van 52 Mt C in 1990 naar 48 Mt C in 2000. Hierbij dient wel een kleine kanttekening geplaatst te worden. Het niet beschikbaar zijn van een nieuwe CLC versie voor het jaar 2000 zorgde ervoor dat er geen nieuwe LSU berekend werden voor dat jaar. Bijgevolg werd zowel voor 1990 als voor 2000 eenzelfde cijfer voor het graslandareaal in België werd gebruikt. Mestdagh et al. (2009) toonden echter een duidelijk afname in graslandareaal in Vlaanderen aan voor de periode 1990 – 2000 (-33%). Met deze afname werd in de studie van Lettens et al. (2005a) geen rekening gehouden.

Net zoals Mestdagh et al. (2009) wijten ook Lettens et al. (2005a) het verlies aan koolstof onder grasland in de periode 1990-2000 vooral aan de afgenomen toepassing van organische mest en de toename in het areaal tijdelijk grasland ten nadele van het areaal blijvend grasland. Toch is het verschil in koolstofverlies onder grasland tussen de studies van Mestdagh et al. (2009; Vlaanderen: $1,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) en Lettens et al. (2005a; België: $0,82 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) opvallend. Bij deze vergelijking is enige voorzichtigheid geboden aangezien de studie van Lettens et al. (2005a) volledig België beslaat terwijl Mestdagh et al. (2009) enkel resultaten voor Vlaanderen rapporteerde. Lettens et al. (2005a) splitsten de resultaten op per landsdeel en stelden daarbij vast dat zowel in Vlaanderen als in Wallonië ongeveer evenveel koolstof onder het areaal blijvend grasland verloren ging in de periode 1990-2000.

Lettens et al. (2005a) vermelden echter geen cijfergegevens over de berekende koolstofstocks (0-1m) per landsdeel waardoor we niet kunnen vergelijken met de cijfers van Mestdagh et al. (2009). Cijfers per landsdeel worden dan weer wel gerapporteerd in Lettens et al. (2005b) en dit tot op een diepte van 30 cm. Voor Vlaanderen bedraagt het jaarlijks koolstofverlies onder grasland bij Lettens et al. (2005b) $0,70 \text{ t C ha}^{-1}$ terwijl bij Mestdagh et al. (2009) een verlies van $0,83 \text{ t C ha}^{-1}$ (0-30cm) berekend werd. Hoewel beide studies gebaseerd zijn op dezelfde koolstofdata (metingen van de koolstofconcentratie onder grasland (0-6cm) van de BDB) verschilt de manier waarop koolstofstocks berekend worden (vb. bulkdichtheid inschatten, extrapolatie van de gegevens tot grotere diepte). Beide waarden voor Vlaanderen blijken echter vrij goed overeen te stemmen.

3.1.2 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1960-2006

Het combineren van een LSU (combinatie van landgebruik en bodemtype) met een berekening van een gemiddelde koolstofstock (aan de hand van bvb. een nationale database met koolstofmetingen) voor iedere LSU, is een veelgebruikte methode om koolstofstocks in kaart te brengen (vb. Lettens et al. 2005a,b). **Meersmans et al. (2011)** merken echter op dat deze benadering een grote onzekerheid op de inschattingen van regionale koolstofstocks met zich meebrengt doordat er voor sommige LSU amper accurate koolstofmetingen beschikbaar zijn. Om dit euvel te verhelpen stellen de auteurs een **model** voor dat niet vertrekt van gemeten koolstofwaarden maar **dat koolstofstocks inschat aan de hand van landgebruik, bodemtype en drainageklasse**.

Het model werd ontwikkeld voor de Vlaamse situatie (Meersmans et al. 2008). In een volgende studie breidden Meersmans et al. (2011) het model verder uit tot België om zo de evolutie in koolstofstocks tussen 1960 en 2006 in kaart te brengen. Tevens werden de variabelen 'neerslag' en 'landmanagement' (toediening van dierlijke mest) toegevoegd aan het model. Om het model te kalibreren en valideren werd voor 1960 gebruik gemaakt van de Aardewerk-database (zie eerder). De database omvat bodemprofielbeschrijvingen tot 1-1,5m en rapporteert koolstofconcentratie, landgebruik, drainagestatus en bodemtextuurgegevens voor ieder profiel. Voor 2006, werden 629 van die profielen onder akker- en grasland in verschillende bodemtexturen en over gans België opnieuw bemonsterd (2004-2008) tot over een diepte van 30cm. De klimaatgegevens die nodig waren als input voor het model werden verzameld via de databases van het KMI, KNMI (Koninklijk Nederlands Meteorologisch instituut), DWD (Deutscher Wetterdienst) en Meteo France. De

gegevens over de toepassing van dierlijke mest (omgerekend naar organische koolstof, $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) voor het jaar 1958 en 2002 werden dan weer aangeleverd per landbouwstreek door van Wesemael et al. (2005) die zich baseerden op het Nationaal instituut voor de Statistiek. De landgebruikdata voor België, die aangeven of een bepaalde locatie onder akker- dan wel onder grasland ligt, werd verkregen na een herwerking van de digitale landgebruikkaarten van Wallonië en Vlaanderen (respectievelijk DGATLP 1989 en OC GIS Vlaanderen 2002) terwijl textuurgegevens en drainageklassen gehaald werden uit de Belgische bodemkaart. In een laatste stap werden de gemodelleerde koolstofconcentraties omgezet naar koolstofstocks (kg C m^{-2}) door de bulkdichtheid (geschat aan de hand van een pedotransferfunctie) in rekening te brengen.

Onder grasland namen Meersmans et al. (2011) **een significante stijging ($p < 0.05$) van de gemiddelde koolstofstocks in de 0-30cm bodemlaag met 10,1% (van $72,6 \pm 0,3$ naar $79,9 \pm 1,0 \text{ t C ha}^{-1}$) waar voor België in de periode 1960-2006, wat neerkomt op een jaarlijkse stijging van $0,16 \text{ t C ha}^{-1}$.** Deze stijging is echter een gemiddelde waarde en gaat niet op voor beide landshelften. Meersmans et al. (2011) stelden immers vast dat in Wallonië, dat gekenmerkt wordt door een natter klimaat, de koolstofstocks toenamen onder gedraineerde graslanden terwijl in Vlaanderen (droger klimaat) de koolstofstocks gelijk bleven onder goed gedraineerde graslanden en zelfs afnamen onder matig gedraineerd grasland. **Voor Vlaanderen resulteerde dit zelfs in een netto-afname van de koolstofstocks (0-30cm) onder grasland met $0,02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** (Meersmans 2015). De stijging in Wallonië werd toegeschreven aan een hoger kleigehalte in de graslandbodems en een toename in de hoeveelheid neerslag (Goidts et al. 2009). Stevens en van Wesemael (2008) wijzen dan weer op het feit dat veel van de graslanden in Wallonië werden ingezaaid in de eerste helft van de twintigste eeuw en dat de toename in koolstofstocks nog steeds een effect kan zijn van de wijziging in landgebruik (omzetting van akker- naar grasland). **De netto daling in Vlaanderen werd naar analogie met Mestdagh et al. (2009) toegeschreven aan de afname in organische mesttoediening en de omzetting van blijvend naar tijdelijk grasland.**

Bovenstaande waarden voor België stemmen vrij goed overeen met Lettens et al. (2005b). Lettens et al. (2005a) rapporteerde wijzigingen in koolstofstocks voor de periode 1990-2000 (reeds eerder besproken) terwijl Lettens et al. (2005b) ook de periode 1960-2000 in beschouwing namen. Voor de periode 1960-2000 rapporteerden Lettens et al. (2005b) een stijging van 70 naar 79 t C ha^{-1} onder grasland (0-30cm) voor België (komt overeen met $0,23 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). De hogere koolstofstocks bij Meersmans et al. (2011) in 1960 worden door de auteurs verklaard door het meenemen van de drainagestatus van de bodem in hun model. Deze factor werd niet meegenomen door Lettens et al. (2005b) waardoor de slecht gedraineerde gronden met in regel hoge koolstofstocks niet werden ingecalculeerd wat meteen de lagere waarde onder grasland voor 1960 ($70,0$ vs $72,6 \text{ t C ha}^{-1}$ in respectievelijk Lettens et al. 2005b en Meersmans et al. 2011) verklaart. Het merendeel van deze slecht gedraineerde graslanden werden waarschijnlijk gedraineerd in de periode 1960-2000 waardoor de berekende koolstofstocks onder grasland in de periode 2000-2006 vrijwel even groot zijn bij Lettens et al. (2005b) als bij Meersmans et al. (2011) ondanks de verschillende methode die in beide studies werd aangewend.

3.1.3 Evolutie van de koolstofstock onder grasland in de periode 1955-2005

Goidts en van Wesemael (2007) brachten de koolstofstocks onder blijvend grasland in Wallonië voor de periode 1955-2005 in kaart. Voor 1955 deden de auteurs beroep op de databank 'Aardewerk'. Ze deelden deze databank op in bepaalde 'units' aan de hand van bodemtype en landgebruik (beide parameters waren beschikbaar in 'Aardewerk' en dit per profiel) en klimaat en koolstofinput uit gewasresten en organische mest (deze parameters waren beschikbaar per landbouwstreek). Voor het klimaat en de koolstofinput werden gemiddelde waarden gebruikt voor iedere landbouwstreek. Elke unit leverde dus een unieke combinatie van landbouwstreek, landgebruik (akkerland of blijvend grasland) en bodemtype op. De units waar de grootste veranderingen in koolstofstocks (1955-2005) verwacht werden, werden geselecteerd voor een herbemonstering in 2005 (37 profielen werden opnieuw bemonsterd). Tijdens de herbemonstering in 2005 (tot een diepte van 30 cm) werd tevens de bulkdichtheid van de bodem bepaald wat de auteurs in

staat stelde om accurate koolstofstocks te berekenen. Aangezien de Aardewerk-databank geen bulkdichtheden rapporteert, werden voor 1955 de bulkdichtheden geschat met behulp van de pedotransferfunctie van Van Hove (1969) die bulkdichtheden toekent naargelang de bodemtextuur. Goidts en van Wesemael (2007) rapporteerden uiteindelijk een stijging van de koolstofstocks (0-30cm) onder grasland in Wallonië in de periode 1955-2005 van 21,9 t C ha⁻¹ (wat overeenkomt met een jaarlijkse stijging van 0,44 t C ha⁻¹). We dienen hierbij op te merken dat bij de herbemonstering Goidts en van Wesemael (2007) enkel de percelen in beschouwing namen waar ze de grootste verandering in koolstofstocks verwachtten waardoor slechts 35% van het landbouwareaal in Wallonië werd bemonsterd. De gerapporteerde waarden zijn dus mogelijk een overschatting het volledig areaal grasland in Wallonië.

De resultaten van de studies van Mestdagh et al. (2009), Lettens et al. (2005a,b), Goidts en van Wesemael (2007) en Meersmans et al. (2011) staan samengevat in Tabel 3-2 waar de gerapporteerde evoluties in koolstofstocks weergegeven worden in dezelfde eenheid (t C ha⁻¹ jaar⁻¹) wat een vergelijk mogelijk maakt.

O6: Hoe evolueerde de koolstofopbouw onder grasland in België (Vlaanderen) de voorbije jaren?

De evolutie van de koolstofstocks onder grasland in België (Vlaanderen) werd bepaald in verschillende studies: Lettens et al. (2005a,b), Mestdagh et al. (2009) en Meersmans et al. (2011). In iedere studie werd voor Vlaanderen **een verlies aan koolstof gerapporteerd onder grasland**. De omvang van dit verlies hing af van de gebruikte methode en het gekozen referentiejaar. Meersmans et al. (2011) schatte de koolstofstocks in aan de hand van eigen metingen en een model en rapporteerden voor de periode 1960-2006 een verlies van $0,02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (0-30cm). Mestdagh et al. (2009) en Lettens et al. (2005a,b) maakten hoofdzakelijk gebruik van de gegevens van de Bodemkundige Dienst van België en berekenden voor de periode 1990-2000 een verlies van respectievelijk 0,83 en $0,70 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (0-30cm).

Het verlies aan koolstof onder grasland op regionaal niveau is opvallend. Hoewel uit onze literatuurstudie meestal een netto koolstofopslag onder blijvend grasland op perceelsniveau naar voor kwam (2.1), blijkt dit niet op te gaan voor grasland op regionaal niveau in Vlaanderen zoals aangetoond door Mestdagh et al. (2009), Lettens et al. (2005a,b) en Meersmans et al. (2011). Het verlies aan koolstof onder grasland in Vlaanderen werd door de auteurs toegeschreven aan (i) een afname van het totale areaal grasland, (ii) het in werking treden van het mestactieplan in de jaren '90 en de daarmee gepaard gaande afname van organische mesttoediening op grasland en (iii) de toename aan areaal tijdelijk grasland ten nadele van blijvend grasland.

Daarnaast kan ook de gebruikte methodiek een deel van de verklaring vormen. Mestdagh et al. (2009) en Lettens et al. (2005a,b) maakten gebruik van de **metingen van de koolstofconcentratie van de Bodemkundige Dienst van België om de koolstofstocks onder grasland in Vlaanderen te bepalen**. Dit is een zeer uitgebreide databank, maar is gebaseerd op stalen die zelf door de landbouwers zijn aangeboden bij BDB en is dus **geen random steekproef**. Het is mogelijk dat landbouwers meer van een bepaald type percelen laten analyseren. Zo is het niet ondenkbaar dat graslanden die nooit gescheurd worden en van beheer veranderen minder frequent worden bemonsterd. Ook zijn de door de BDB bemonsterde **graslandpercelen niet automatisch dezelfde in verschillende staalnameperiodes**. Bijgevolg kunnen we de verschillen in koolstof tussen verschillende periodes niet als een absoluut verschil gaan bestempelen maar eerder als een algemene trend. Bovendien is de **geschiedenis van de bemonsterde percelen niet altijd gekend** waardoor we geen informatie hebben over de exacte leeftijd van het bemonsterde grasland. Ook het inschatten van de bulkdichtheid en het gebruik van een extrapolatiefactor om de koolstofstocks in de diepere lagen te bepalen, kunnen een zekere variatie op de cijfers met zich meebrengen. Zo doen Mestdagh et al. (2009) wel een beroep op een groot aantal gemeten bulkdichtheden in de lagen 0-10, 10-30 en 30-60cm maar gebruiken ze een gemiddelde waarde voor het volledige profiel (0-1m) terwijl verwacht wordt dat de bulkdichtheid toeneemt met de diepte. Lettens et al. (2005a,b) maken dan weer gebruik van een pedotransferfunctie om de bulkdichtheid in te schatten. Beide studies maken ook gebruik van een extrapolatiefactor om de koolstofstocks in de diepere lagen te berekenen aan de hand van de koolstofstock in de toplaag. Een afname/toename in de toplaag gaat bijgevolg gepaard met een afname/toename in de diepere lagen (60-100cm) terwijl verwacht wordt dat wijzigingen in de diepere lagen nauwelijks of veel trager zullen optreden.

Tabel 3-2: Koolstofopbouw/afbraak onder grasland in België op regionale schaal

Locatie	Periode	Diepte (cm)	Koolstofopbouw/afbraak (t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Referentie
België	1960-2006	0-30	0,16	Meersmans et al. 2011
België	1960-2000	0-30	0,23	Lettens et al. 2005b
België	1990-2000	0-30	-0,50	Lettens et al. 2005b
België	1990-2000	0-100	-0,82	Lettens et al. 2005a
Vlaanderen	1960-2006	0-30	-0,02	Meersmans 2015
Vlaanderen	1990-2000	0-30	-0,70	Lettens et al. 2005b
Vlaanderen	1990-2000	0-100	-1,50	Mestdagh et al. 2009
Vlaanderen	1990-2000	0-30	-0,83	Mestdagh et al. 2009
Wallonië	1955-2005	0-30	0,44	Goidts en van Wesemael 2007

3.2 Europa

Ook in andere Europese landen met een vergelijkbaar klimaat en landbouwmodel werden dergelijke koolstofstockstudies uitgevoerd.

In een grootschalige **Franstalige studie** werd de hoeveelheid koolstof onder bos, gras- en akkerland bepaald tot een diepte van 30 cm (Arrouays et al. 2001). In de periode 1993-1994 werden hiervoor meer dan 5000 bodems verspreid over Frankrijk bemonsterd voor de bepaling van het organisch koolstofgehalte. Indien de bulkdichtheid niet bepaald werd, maakten de auteurs gebruik van multiple lineaire regressie om de bulkdichtheid te modelleren of werd er gebruik gemaakt van algemeen aangenomen waarden: $1,15 \text{ g cm}^{-3}$; $1,20 \text{ g cm}^{-3}$ en $1,41 \text{ g cm}^{-3}$ voor respectievelijk bos, gras- en akkerland. Ook in deze studie werd gebruik gemaakt van zogenaamde 'Landscape Units' (LSU) die een specifiek landgebruik (vb. blijvend grasland) en bodemtype (textuur en drainageklasse) koppelen. Voor het selecteren van deze LSU combineerden de auteurs de Europese dataset Corine Land Cover (CLC, versie 1990, resolutie $250 \text{ m} \times 250 \text{ m}^2$) en de digitale bodemkaart (inclusief klimaatclassificatie) van Frankrijk. Binnen de CLC vormt blijvend grasland één van de 44 klassen ('pastures'), alleen wordt er niet gespecificeerd hoe lang het grasland moet aanliggen. Vervolgens werd voor iedere LSU een gemiddelde koolstofstock berekend. Het berekenen van de koolstofstocks tot een diepte van 30 cm toonde aan dat onder grasland, 70 ton C ha^{-1} wordt opgeslagen, terwijl dit voor akkerland ongeveer 45 ton C ha^{-1} bedroeg.

In een **Ierse studie** werd gebruik gemaakt van bestaande databases om de evolutie van de koolstofconcentratie onder blijvend grasland in kaart te brengen (Zhang and McGrath 2004). De databases, samengesteld in 1964 en in 1995/1996, bevatten koolstofconcentraties van de toplaag (0-10cm) onder blijvend grasland (wordt niet verder gespecificeerd door de auteurs), verspreid over Zuidoost-Ierland (beslaat ongeveer 22% van het volledige Ierse areaal). De waargenomen evolutie in koolstofconcentratie was afhankelijk van de locatie. In de kuststreek werd een duidelijk toename in koolstofconcentratie onder grasland vastgesteld (van 4,5 naar 6,0%) terwijl in het binnenland de koolstofconcentratie afnam (van 5,3% naar 4,5%). De auteurs wijten deze evolutie aan het verschil in geologie, bodemtype, reliëf en klimaat tussen beide regio's en niet zo zeer aan een verschil in graslandmanagement (vb. graslandvernieuwing). In deze studie werden geen bulkdichtheden bepaald waardoor de koolstofstocks niet konden berekend worden.

Hanegraaf et al. (2009) bestudeerden op hun beurt de evolutie van koolstofstocks onder blijvend grasland op **zandige bodems in Nederland**. De auteurs maakten hiervoor gebruik van een bestaande database (Blgg, Oosterbeek, Nederland) en selecteerden de bodemorganische stof metingen die op zandige bodems en onder blijvend grasland gebeurden in de periode 1984-2004. De geselecteerde percelen werden minstens 4 maal bemonsterd tijdens deze periode tot op een diepte van 5cm. De auteurs opteerden voor een analyse op perceelsniveau om zo de invloed van landgebruik en bodembeheer (dat kan variëren van perceel tot perceel) beter te kunnen inschatten. Vervolgens werden deze gegevens opgeschaald naar regionaal niveau (aan de hand van areaalcijfers uit het Centraal Bureau van de statistiek 2006) om de evoluties in bodemorganische stof en koolstofsekwestratie te kunnen vaststellen. De onderzoekers konden geen uniforme trend vaststellen in het gehalte aan organische stof (%) in de bodem in de periode 1984-2004. In sommige percelen bleef het gehalte aan organische stof ongewijzigd, terwijl andere dan weer een stijging of daling vertoonden. Aan de hand van een lineaire regressie schatten de onderzoekers in dat tegen 2015 in de provincie Drenthe het organische stofgehalte zou stijgen met 1% in de helft van de graslandpercelen, met 3% in een kwart van de percelen en dalen met 0,5% in het resterende kwart. De gegevens van de provincie Drenthe werden door Hanegraaf et al. (2009) tevens gebruikt om de koolstofsekwestratie onder grasland te berekenen. De auteurs namen hiervoor de 25% hoogste toename van het organische stofgehalte onder grasland (+2%) in beschouwing en rekenden om naar koolstofstocks via een algemeen aangenomen waarde voor de bulkdichtheid (1350 kg m^{-3}) en de standaard omrekeningsfactor om organische stof waarden om te zetten in koolstof (koolstof = $0,58 \times \text{organische stof}$). Uit deze berekeningen kwam een koolstofopslag van $0,39 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ naar voor in de 0-5cm bodemlaag onder grasland in de periode 1984-2004. Aangezien de auteurs enkel rekening hielden met de percelen waar de hoogste toename in organische stof werd vastgesteld,

kunnen we deze waarde beter bestempelen als een maximale waarde en niet als een algemeen geldend cijfer voor alle grasland op zandige bodems in Nederland. Hanegraaf et al. (2009) geven verder nog mee dat een periode van 20 jaar te kort is om de maximale koolstofsekwestratie te bereiken, ze stelden immers vast dat het gehalte aan organische stof in de bodem onder grasland nog geen evenwicht had bereikt. Ook stelden ze vast dat grootste toename in organische stof werd gehaald in de bodems die initieel (in 1984) het laagste gehalte aan organische stof bezaten.

Naast studies in Europese lidstaten, werd ook het koolstofopslagpotentieel van blijvend grasland op **Europese schaal** onderzocht. Vleeshouwers en Verhagen (2002) ontwikkelden hiervoor het CESAR model (Carbon Emission and Sequestration by AgRicultural land use). Het model berekent de koolstofveranderingen in de bodem door zowel de koolstofafbraak als de koolstofaanvoer in rekening te brengen. Het model brengt gewaseffecten (type gewas, opbrengst en gewasrotatie), klimaateffecten (temperatuur, neerslag en evapotranspiratie) en bodemeffecten (koolstofgehalte en waterretentiecapaciteit) in rekening. Modelparameters werden berekend aan de hand van Europese databases (bodem, klimaat, landbouwtellingen, landgebruik,...). Voor grasland gebruikten de auteurs de beschikbare gewasparameters van Engels raaigras (*Lolium perenne* L.) en van de droge-stofopbrengsten die per land staan weergegeven in de FAO database (grasland dat ingezaaid is met Engels raaigras of Timothee (*Phleum Pratense* L.), standaard bemest wordt en niet geïrrigeerd). De opbrengstcijfers zijn wel gebaseerd op veldproeven en zijn dus niet noodzakelijk representatief voor praktijkvelden en tevens wordt er in het CESAR model gewerkt met één gemiddelde waarde voor een volledig land. Aan de hand van het model berekenden de auteurs een 'business-as-usual' scenario voor Europa. Berekeningen werden gemaakt op $0.5 \times 0.5^\circ$ cellen die werden ingekleurd als akker- of grasland door gebruik te maken van een landgebruik- database (PELCOM). Voor grasland werden zowel graas- als maaibeiden meegenomen in de berekeningen. De verandering in koolstofstocks onder grasland dat blijft aanliggen in de eerste periode van naleving van het Kyoto-protocol (2008-2012) werd uiteindelijk ingeschat op $0,52 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Bemerkt dat dit een algemeen gemiddelde is voor Europa. De auteurs vermelden immers een netto-verlies van koolstof onder grasland in Noordoost Europa maar verstrekken geen verdere informatie.

Extra: Bos vs. grasland

Verschillende studies hebben aangetoond dat de hoeveelheid koolstof die kan opgeslagen worden in bodems onder grasland en onder bos nagenoeg gelijk is. In een grootschalige Franse studie, die hierboven reeds werd besproken (zie 3.2), werd de hoeveelheid koolstof onder bos, gras- en akkerland in kaart gebracht tot een diepte van 30 cm in de periode 1993-1994 (Arrouays et al. 2001). Deze studie toonde aan dat onder grasland en onder bos ongeveer evenveel koolstof wordt opgeslagen, 70 t C ha⁻¹ (0-30 cm). Gelijkaardige resultaten werden gerapporteerd door het Franse ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie; ADEME 2014) die de koolstofstocks onder bos en gras (0-30cm) inschatten op 80 t C ha⁻¹. De auteurs geven wel aan dat de koolstof die opgeslagen wordt in de strooisellaag in het bos niet werd meegenomen in de berekeningen. Ook voor Vlaanderen (en bij uitbreiding België) rapporteerden Lettens et al. (2005b; reeds uitvoerig beschreven in 3.1.1) gelijkaardige koolstofstocks (0-30cm) onder bos en grasland voor het jaar 2000 (Tabel 3-3). Lettens et al. (2005a) bepaalden tevens de koolstofstocks tot 1m diep voor België en troffen ook hier geen significante verschillen aan tussen bos en grasland (152 vs. 130 t C ha⁻¹).

Tabel 3-3: Koolstofstocks (t C ha⁻¹) in de toplaag (0-30cm) onder verschillende landgebruiksvormen

	Akker	Gras	Bos
<u>Koolstofstock 0-30cm</u> t C ha ⁻¹			
<u>Regio</u>			
Frankrijk			
Arrouays et al. 2001	45	70	70
ADEME 2014	50	80	80
België			
Lettens et al. 2005b	50	79	91
Vlaanderen			
Lettens et al. 2005b	52	86	79

4 Koolstofopbouw bij bodembeheersmaatregelen op akkerland

07: Wat is het effect van het toedienen van organisch materiaal (compost en stalmest), groenbedekkers, stro inwerken, grasbufferstroken en niet-kerende bodembewerking op de koolstofopbouw in de bodem?

4.1 Compost en stalmest toepassen

Compost bestaat uit stabiele organische componenten (humus), minerale componenten en bodemorganismen. Het uitgangsmateriaal kan zowel van plantaardige als dierlijke oorsprong zijn (Reubens et al. 2010). De grote variatie aan mogelijke uitgangsmaterialen en composteringsomstandigheden zorgt ervoor dat de uiteindelijke samenstelling en de eigenschappen van compost (zoals stabiliteit) heel variabel zijn. Desalniettemin blijkt compost een zeer waardevolle maatregel om het koolstofgehalte te verhogen. Dit werd aangetoond door verschillende Vlaamse studies die het meerjarig effect van compost toedienen op de koolstofopslag in de bodem rapporteerden.

Om de gegevens van de verschillende veldproeven met elkaar te kunnen vergelijken, werd voor iedere studie het koolstofopslagpotentieel (uitgedrukt in $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de toegediende compost berekend. Daarvoor werd de koolstofstock in de behandeling met compost verminderd met de koolstofstock in de controle behandeling (standaard bemesting met minerale en/of dierlijke meststoffen) en gedeeld door de looptijd van de studie. Indien de koolstofstocks niet werden gerapporteerd in de studie, werden deze berekend aan de hand van de koolstofconcentratie en de bulkdichtheid van de bodem. Aan de hand van de gegevens werd tevens de koolstofretentie berekend (= koolstofvastlegging / dosis; aandeel van de toegediende koolstof die effectief in de bodem wordt opgeslagen). De resultaten staan weergegeven in Tabel 4-1 en zijn hieronder summier beschreven.

De **BOPACT-veldproef** werd aangelegd op de velden van ILVO in Merelbeke (zandleem) in 2010. De meerjarige veldproef combineert een toepassing van dierlijke mest (170 N) met een jaarlijkse boerderijcompostgift van $2,1 \text{ t C ha}^{-1}$. De compost wordt toegediend in het najaar onafhankelijk van de reeds toegepaste hoeveelheid dierlijke en minerale meststoffen. 5 jaar na de start van de proef (en na 4 composttoepassingen) resulteerde het toepassen van compost in combinatie met dierlijke mest in een stijging van de koolstofconcentratie (0-30cm) met 0,17 %-punt terwijl louter dierlijke mest toepassen slechts een stijging van 0,04 %-punt liet optekenen (D'Hose et al. 2016). Het koolstofopslagpotentieel (0-30cm) van de boerderijcompost werd berekend op $1,30 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

De **VEGTILCO-veldproef** liep van september 2008 tot februari 2012, en was een deel van een praktijkperceel (zandleem) te Meulebeke dat wisselend door verschillende landbouwers gebruikt werd. In samenspraak met de landbouwers werd een reguliere bemesting toegepast voor de opeenvolgende gewassen broccoli, wortelen en prei. Boerderijcompost, bereid op de ILVO-composteersite, werd telkens in het najaar toegepast aan drie verschillende dosissen: 0, 15 en $45 \text{ t ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (stemt overeen met 0; 1,9 en $5,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Drie jaar na de start van de proef rapporteerden Willekens et al. (2014) een significante stijging van de koolstofconcentratie in de 0-10cm bodemlaag in beide compostbehandelingen. Het berekenen van de koolstofstocks in de 0-30cm bodemlaag resulteerde in een koolstofopslagpotentieel van **0,64 en $1,47 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** na het toepassen van respectievelijk 15 en $45 \text{ t compost ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

De **boerderijcompostproef** (lemig zand, gestart in 2004; UGent, Melle) combineert een vruchtwisseling van aardappel, voederbiet, kuilmaïs en spruitkool met een jaarlijkse toediening van boerderijcompost aan een dosis van $2,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (stemt overeen met een verse dosis van $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). De compost (bereid op de ILVO-composteersite) werd toegepast bovenop een minerale bemesting van 200N. D'Hose et al. (2014) stelden een significante toename (+ 17%) van de koolstofconcentratie in de bodem in de 0-15cm laag vast na de herhaalde toepassing van boerderijcompost, en bijgevolg de aanbreng van een aanzienlijke hoeveelheid stabiel,

organisch materiaal. Het berekenen van de koolstofstocks toonde aan dat het koolstofopslagpotentieel van de boerderijcompost **0,52 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** bedroeg.

De **bemestingsproef** (zandleem; UGent, Melle) werd gestart in 2005 en vergelijkt verschillende organische meststoffen waaronder stalmest, drijfmest en compost in hun potentieel om het bodemorganische stofgehalte te verhogen. Drie verschillende composten werden opgenomen in dit proefopzet: Gft-compost, een boerderijcompost met een lage C:N en een boerderijcompost met een hoge C:N verhouding. De composten werden jaarlijks toegediend aan een gemiddelde dosis van 3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹. Op alle behandelingen werd een gelijke C- en N-dosis toegepast (organische meststof aangevuld met minerale N naargelang de gewasbehoefte). Over een periode van 8 jaar werd een koolstofopslagpotentieel (0-30cm) van **0,98-1,81 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** berekend voor de 3 composten (Vanden Nest et al. 2014).

In de **Vlaco_M97** (zandleem, UGent Melle), gestart in 1997, werd jaarlijks 22,5 t Vlaco Gft-compost ha⁻¹ toegepast, al dan niet in combinatie met runderdrijfmest (170 N). Er werd tevens een minerale N bemesting van 0, 100 of 200 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ toegepast. Gedurende de proef werd een monocultuur korrelmaïs aangehouden. Het berekenen van de koolstofstocks in de controle behandeling (enkel minerale bemesting) en in de behandeling met Gft-compost (zonder dierlijke mest) 12 jaar na de start van de proef toonde een koolstofopslagpotentieel (0-23cm) van **1,26 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** aan (Coughon et al. 2008).

De **Vlaco_B97** werd aangelegd door de Bodemkundige Dienst van België op een akkerbouwperceel in Boutersem (leembodem). De meerjarige veldproef ging van start in 1997 en bestudeerde het effect van verschillende Vlaco Gft-compost dosissen (0, 15, 30 en 45 t C ha⁻¹ jaar⁻¹) op de koolstofopbouw in de bodem in een gangbare akkerbouwrotatie. In de eerste jaren van de veldproef (1997-2002) werd geen minerale bemesting toegepast op de met compost behandelde plots. Vanaf 2003 werd rekening gehouden met de stikstof die vrijgesteld werd uit de compost en werd deze verder aangevuld met minerale N volgens het bemestingsadvies in dat jaar. Het jaarlijks toepassen van de verschillende compostdosissen resulteerde na 17 jaar in een significante stijging van de koolstofconcentratie in de bodem (0-23cm; De Clercq et al. 2013). Naargelang de gebruikte dosis werd een koolstofopslagpotentieel berekend van **0,60-1,09 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

De **compostproef** werd aangelegd op de velden van Inagro in Kruishoutem (zandbodem) en vergeleek het koolstofopslagpotentieel van 3 types compost (Gft-compost, groencompost en compost op basis van champignonsubstraat) die jaarlijks werden toegediend aan een dosis van 30 m³ ha⁻¹. Het bepalen van de bulkdichtheid en de koolstofconcentratie in de toplaag (0-10cm) 10 jaar na de start van de proef toonde een koolstofopslagpotentieel van de drie composten aan van **0,17-0,36 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** (Arthur et al. 2011).

De resultaten van de verschillende veldproeven worden samengevat in Tabel 4-1 en grafisch weergegeven in Figuur 4-1 en tonen een duidelijk dosiseffect aan: een hogere compostgift leidt in de meeste gevallen tot een hogere koolstofopbouw. Over de verschillende proeven heen kunnen we stellen dat het toepassen van 1,6-6,5 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van compost kan leiden tot een koolstofopslagpotentieel van 0,17 – 1,81 t C ha⁻¹ jaar⁻¹. In Figuur 4-1 toont de regressierechte door het nulpunt ($y = 0,26 x$; $R^2 = 0,79$; $p < 0,01$) aan dat **het toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van compost kan leiden tot een koolstofstopslag (0-30cm) in de bodem van 0,26 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

Tabel 4-1: Koolstofopslagpotentieel van een jaarlijkse composttoediening zoals gerapporteerd in Vlaamse veldproeven

Naam proef / locatie	Duur jaar	Diepte cm	Dosis t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	Bodem- type	C-stock controle t C ha ⁻¹	C-stock compost t C ha ⁻¹	C-vastlegging t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	C-retentie %	Referentie
BOPACT / Merelbeke	4	0-30	2,1	zandleem	38,7	43,9	1,30	63	D'Hose et al. 2016
VEGTILCO / Meulebeke	3	0-30	1,9-5,8	zandleem	38,7	40,6-43,1	0,64-1,47	33-25	Willekens et al. 2014
Boerderij- compostproef / Melle	7	0-15	2,1	lemig zand	23,9	27,6	0,52	25	D'Hose et al. 2014
Bemestingsproef / Melle	8	0-30	3,0	zandleem	42,4	50,2-56,9	0,98-1,81	33-60	Vanden Nest et al. 2014
Vlaco_M97 / Melle	12	0-23	3,3	zandleem	47,0	62,1	1,26	39	Cougnon et al. 2008
Vlaco_B97 / Boutersem	17	0-23	2,2-6,5	leem	26,5	36,8-45,0	0,60-1,09	28-17	De Clercq et al. 2013
Compostproef / Kruishoutem	10	0-10	1,6-2,9	zand	20,9	22,6-24,6	0,17-0,36	6-16	Arthur et al. 2011

Naast compost is ook **stalmest** een bron van nutriënten en organisch materiaal. In recent onderzoek uitgevoerd door Vanden Nest et al. (2014, 2016) werd het koolstofopslagpotentieel van compost en stalmest met elkaar vergeleken.

In de **bemestingsproef** (zie eerder) werd de **stalmest**, net zoals de 3 composten, jaarlijks toegediend aan een gemiddelde dosis van $3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Over een periode van 8 jaar werd een koolstofopslagpotentieel (0-30cm) van **$1,22 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** voor de stalmest berekend (Vanden Nest et al. 2014). Deze waarde stemt vrij goed overeen met de eerder gerapporteerde waarden voor compost ($1,01\text{-}1,65 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$).

Een tweede proefopzet, **Qualiagro veldproef**, werd aangelegd op de velden van het INRA (Feucherolles, Yvelines, Frankrijk, zandleem bodem) en ging van start in 1998 (Vanden Nest et al. 2016). Stalmest, Gft- en groencompost werden tweejaarlijks toegediend aan een dosis van 4 t C ha^{-1} . In vergelijking met de controle die louter mineraal bemest werd, resulteerde de toepassing van de stalmest en de composten na een periode van 16 jaar in een significante toename van de koolstofconcentratie in de 0-30cm laag. Het koolstofopslagpotentieel van de **stalmest** werd berekend op **$1,24 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** . Ook in dit proefopzet stemde deze waarde vrij goed overeen met de waarden die berekend werden voor beide composten ($1,42\text{-}1,56 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$).

In het kader van het EU-FP7 project Catch-C (Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health) werd de impact van diverse landbouwpraktijken op de gewasproductiviteit, de bodemkwaliteit (chemisch, fysisch en biologisch), de koolstofopbouw en de broeikasgasemissies vastgesteld via een groot aantal Europese meerjarige veldproeven. Het herhaaldelijk toepassen van stalmest bleek een efficiënte manier om het koolstofgehalte in de bodem te verhogen. Ten opzichte van een louter minerale bemesting **verhoogde de toepassing van stalmest de koolstofstocks in de bodem met gemiddeld 17%** (gebaseerd op 194 waarnemingen; Spiegel et al. 2014).

Smith et al. (1997) verzamelden resultaten van 12 meerjarige veldproeven op verschillende locaties in Europa waarin de koolstofopbouw in de bodem na het herhaaldelijk toepassen van stalmest werd opgevolgd. Smith et al. (1997) rapporteerden voor iedere studie de toegepaste dosis ($\text{t ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; omgezet naar $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ aan de hand van Mestwegwijzer BDB; organische stofgehalte runderstalmest = 184 kg t^{-1}), de duur van de proef en de koolstofstocks (t C ha^{-1} , 0-30cm) in de behandeling met stalmest en in de controle-behandeling die louter mineraal bemest werd. Aan de hand van deze gegevens berekenden we voor iedere studie het koolstofopslagpotentieel van de toegediende stalmest ($\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; Tabel 4-2).

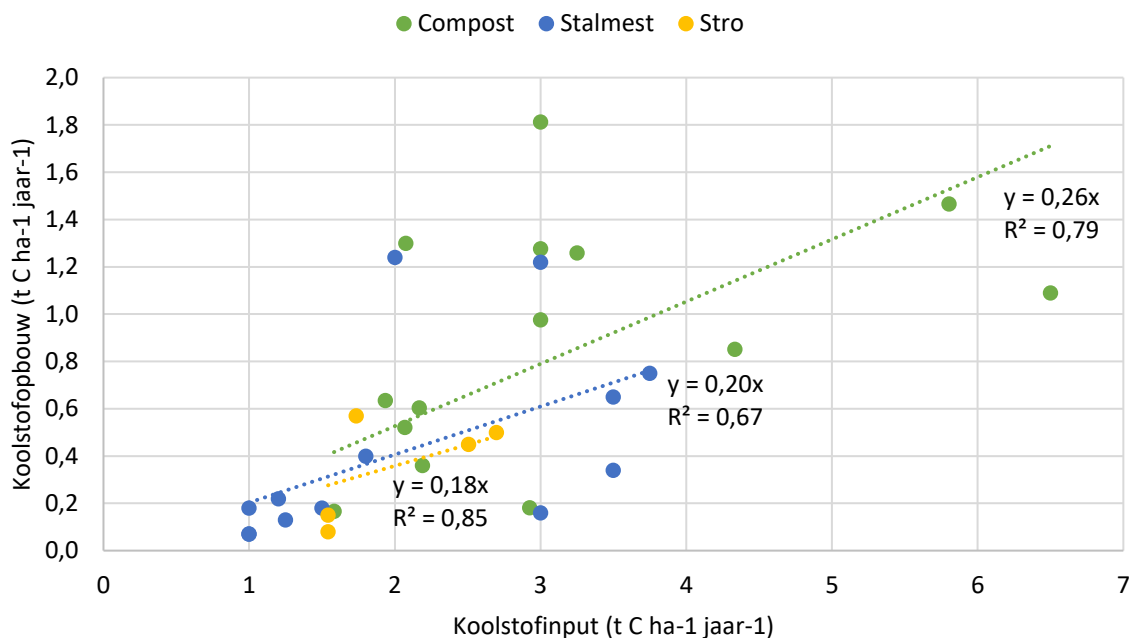
Tabel 4-2: Koolstofopslagpotentieel van herhaalde stalmesttoepassing zoals gerapporteerd in Europese veldproeven

Locatie	Duur	Diepte	Dosis	Bodemtype	Koolstofstock controle	Koolstofstock stalmest	Koolstofvastlegging	Referentie
	jaar	cm	t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹		t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	
Melle	8	0-30	3,0	zandleem	42,5	52,3	1,22	Vanden Nest et al. 2014
Feucherolles	16	0-30	2,0	zandleem	45,0	64,8	1,24	Vanden Nest et al. 2016
<u>Zoals gerapporteerd in Smith et al. (1997)</u>								
Bad Lauchstädt (Duitsland)	90	0-30	1,0 – 1,5	-	71,7	80,2 – 87,1	0,09 – 0,17	Smith en Powlson 1996
Praha-Ruzyne (Tsjechië)	38	0-30	1,0	-	55,8	62,6	0,18	Smith en Powlson 1996
Broadbalk (VK)	144	0-30	3,5	-	49,6	99,1	0,34	Jenkinson 1990
Hoosfield (VK)	123	0-30	3,5	-	32,9	113,2	0,65	Jenkinson en Johnston 1977
Woburn Market Garden (VK))	30	0-30	2,5-5,0		42,1	56,9-72,5	0,50 – 1,01	Johnston et al. 1975
Dehérain (Frankrijk)	112	0-30	1,0	-	40,6	48,7	0,07	Houot en Chaussod 1995

Vervolg van Tabel 4-2

Locatie	Duur	Diepte	Dosis	Bodem-type	Koolstofstock controle	Koolstofstock stalmest	Koolstofvastlegging	Referentie
	jaar	cm	t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹		t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	
Woburn Stackyard (VK)	49	0-30	1,8	-	52,8	72,0	0,40	Mattingly et al. 1975
Skierniewice (Polen)	70	0-30	3,0	-	27,7 ⁻³ 4,1	36,9-46,9	0,13-0,18	Mercik 1993
Thyrow (Duitsland)	25	0-30	1,5	-	24,2	28,8	0,18	Schnieder 1976
Halle (Duitsland)	75	0-30	1,2	-	49,1	65,5	0,22	Garz en Hagedorn 1990
Weiher- stephan (Duitsland)	47	0-30	1,0	-	34,8	38,1	0,07	Bosch en Amberger 1983

Over de veldproeven heen stelden we een koolstofopslagpotentieel van 0,07-1,24 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ vast. De resultaten worden grafisch weergegeven in Figuur 4-1 en ook hier stellen we een lineair verband vast tussen de stalmestdosis en de koolstofopbouw in de bodem. De regressierechte door het nulpunt ($y = 0,20x$; $R^2 = 0,67$; $p < 0,01$) toont aan dat **het toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van stalmest** kan leiden tot een **koolstofstopslag** (0-30cm) in de bodem van **0,20 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.



Figuur 4-1: Jaarlijkse koolstofopbouw in functie van de jaarlijkse koolstofinput via compost, stalmest of stro zoals gerapporteerd in verschillende Vlaamse en Europese veldstudies (zie Tabel 4-1 en Tabel 4-2)

Uit Figuur 4-1 kunnen we dus besluiten dat zowel **compost als stalmest** een duidelijk **koolstofopslagpotentieel** bezitten. Beide producten zijn rijk aan stabiel organisch materiaal en kunnen op langere termijn gemiddeld **0,26 en 0,20 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ opslaan bij toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van respectievelijk compost en stalmest**. We dienen hierbij op te merken dat beide producten rijk zijn aan nutriënten en dat de toediening van compost en stalmest oordeelkundig moet gebeuren om bijkomende stikstof- en fosforuitspoeling te beperken. Vanden Nest et al. (2016) toonden aan dat het herhaaldelijk toepassen van stalmest het risico op P-uitspoeling verhoogt, wat niet het geval is bij de herhaaldelijke toepassing van compost. Op basis van de BOPACT-proef besloten D'Hose et al. (2016) dat compost toedienen een goede strategie is om het koolstofgehalte relatief snel te verhogen (na 4 toepassingen) zonder verhoogde risico's op N en P uitspoeling. Op langere termijn zal de reguliere bemesting echter aangepast moeten worden om verhoogde stikstofuitspoeling door een toename in de stikstofmineralisatie van de bodem te vermijden. Zo stelden Tits et al. (2014) in de Vlaco_B97 compostproef een verhoging van de minerale stikstofvoorraad in de bodem (0-90cm) na de winter vast in de plots waarin jaarlijks GFT-compost werd toegepast. Een hogere compostdosis resulteerde tevens in een hogere minerale stikstofvoorraad.

4.2 Groenbedekkers

De teelt van groenbedekkers na het hoofdgewas heeft verschillende voordelen: het organisch stofgehalte in de bodem neemt toe, er spoelen minder nutriënten uit, nutriënten komen geleidelijk beschikbaar, er is minder (kunst)mest nodig, het bodemleven neemt toe, erosie wordt tegengegaan en de bodemstructuur verbetert (Lesschen et al. 2012). Het effect van een groenbedekker hangt sterk af van de biomassaopbrengst. Een korte groeiperiode of verminderde groei door slechte bodem- en weersomstandigheden leidt tot een

beperkte biomassaopbrengst. Hierdoor kan de groenbedekker slechts gedeeltelijk/helemaal niet bijdragen aan een verbetering van de bodemstructuur, het verminderen van uitspoelingsverliezen en het toevoegen van organische stof aan de bodem. Daarnaast speelt ook het type groenbedekker een rol.

In de literatuur zijn er weinig gegevens uit lange termijn veldproeven beschikbaar over het koolstofopslagpotentieel van groenbedekkers. Gezien groenbedekkers zelden worden opgenomen als een aparte factor in veldproeven, zijn er nagenoeg geen experimentele cijfers die het meerjarig effect op de koolstofopbouw kunnen aantonen. Ook in de eerder vermelde Catch-C studie werden slechts 9 veldproeven meegenomen in de analyse. Daaruit bleek het telen van groenbedekkers de koolstofstocks in de bodem te verhogen met 10% in vergelijking met 'geen groenbedekker' (Spiegel et al. 2014). In een review (MacLeod and et al. 2015) waarin de effectiviteit van verschillende landbouwkundige mitigatiemaatregelen tegen het licht wordt gehouden, komt het incorporeren van groenbedekkers in de gewasrotatie aan bod. De auteurs doen daarbij een beroep op de resultaten van drie Europese studies (Pellerin et al. 2013: $0,30 \pm 0,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; Schulte et al. 2012: $0,27 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; en (Posthumus et al. 2015): $0,48 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) waarbij het moeilijk te achterhalen valt op de cijfers gebaseerd zijn op expertkennis, proefveldresultaten of literatuuronderzoek. Ook het type groenbedekker waarvoor de koolstofopslagcijfers berekend zijn, wordt niet gespecificeerd. Op basis van de review van MacLeod et al. (2015) kunnen we het koolstofopslagpotentieel van groenbedekkers dus inschatten op $0,15 - 0,50 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

Sleutel et al. (2007) berekenden aan de hand van een studie van de Bodemkundige dienst (Geypens et al. 2002) de hoeveelheid effectieve organische stof (de organische rest (al dan niet gehumificeerd) die één jaar na toediening van vers organisch materiaal nog in de bodem aanwezig is) die verschillende groenbedekkers kunnen aanbrengen (Tabel 4-3). Daaruit blijkt Italiaans raaigras als groenbedekker de meeste effectieve organische stof achter te laten terwijl phacelia instaat voor de laagste hoeveelheid. Een verregaande veralgemening van deze resultaten lijkt echter niet opportuun. Zo zijn de meeste cijfers gebaseerd op 1 studie waarvan bovendien het proefopzet (vb. zaaidatum, voorvrucht, bemesting,...) onvoldoende gekend is.

Tabel 4-3: Hoeveelheid effectieve organische koolstof (C_{eff}) van de belangrijkste groenbedekkers geteeld in Vlaanderen (bron: Sleutel et al. 2007)

Groenbedekker	$C_{\text{eff}} \text{ (t C ha}^{-1}\text{)}$
Italiaans raaigras	0,42
Gele mosterd	0,30
Phacelia	0,25
Bladrammenas	0,34
Voederwikke	0,29

Het telen van mengsels en het verlengen van de groeiperiode heeft potentieel om koolstofopslag door groenbedekkers te verhogen, maar meer onderzoek is nodig om het belang hiervan beter te kunnen becijferen.

4.3 Graanstro inwerken

Vaak worden gewasresten, vooral van granen, van het land verwijderd om te worden gebruikt als strooisel in stallen, veevoer of energiebron. Over het algemeen zal het achterlaten van gewasresten een positieve invloed hebben op het organische stofgehalte, maar de effectiviteit van de maatregel hangt sterk af van het type gewas (Lesscher et al. 2012). Over het algemeen worden gewasresten met een hogere CN-ratio minder makkelijk afgebroken (bietenloof wordt bijvoorbeeld sneller afgebroken dan stro). **Het inwerken van graanstro blijkt dan ook het grootste koolstofopslagpotentieel te bezitten.**

Uit de resultaten van de **Catch-C studie**, gebaseerd op meer dan 50 Europese meerjarige veldproeven bleek dat het **inwerken van graanstro zorgde voor een significante stijging van de koolstofstocks** in de bodem (+7%; Spiegel et al. 2014).

Smith et al. (1997) verzamelden resultaten van 8 meerjarige studies op verschillende percelen in Europa waarin de koolstofopbouw in de bodem na het jaarlijks inwerken van stro werd opgevolgd. Smith et al. (1997) rapporteerden voor iedere studie de toegepaste dosis ($\text{t ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$), de duur van de proef en de koolstofstocks (t C ha^{-1} , 0-30cm) in de behandeling met stro en in de controle-behandeling waar het stro van het veld werd gehaald. We selecteerden de proeven met een strodosis representatief voor Vlaanderen (4-7 $\text{t ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Aan de hand van gegevens uit Vanden Nest et al. (2015) waarin de koolstofinhoud en droge stofgehalte van gerststro werd bepaald (droge stofgehalte: 87,4%; organische stofgehalte: 79,4% => organische koolstofgehalte is $79,4/1,8 = 44,1\%$) kunnen we een inschatting maken van de hoeveelheid koolstof die aan de bodem wordt toegevoegd bij een bepaald dosis stro die op het veld achter blijft. De gegevens in Smith et al. (1997) laten tevens toe om voor iedere studie het koolstofopslagpotentieel van het inwerken van stro te berekenen ($\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; Tabel 4-4). Uit de resultaten van Smith et al. 1997 kunnen we afleiden dat het **koolstofopslagpotentieel van het inwerken van stro ongeveer 0,1-0,6 $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bedraagt**. De relatie tussen de koolstofinput en het koolstofopslagpotentieel staat tevens grafisch weergegeven in Figuur 4-1. De regressierechte door het nulpunt ($y = 0,18 x$; $R^2 = 0,85$; $p < 0,01$) toont aan dat **het toepassen van 1 $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ onder de vorm van stro op langere termijn kan leiden tot een koolstofstopslag (0-30cm) in de bodem van 0,18 $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** .

4.4 Grasbufferstroken

Een grasbufferstrook is onder meer een effectieve maatregel voor het opvangen van sediment en water ten gevolge van erosie. Een grasbufferstrook kan echter ook bijdrage aan de koolstofopbouw in de bodem. In tegenstelling tot de rest van het perceel wordt deze strook immers niet meer ingewerkt/omgeploegd en is er bovendien een constante aanvoer van organisch materiaal onder de vorm van wortels, wortellexudaten en grasresten. Het **koolstofopslagpotentieel van een grasbufferstrook kan dan ook op hetzelfde niveau worden ingeschat als wanneer grasland wordt ingezaaid en blijft aanliggen: 0,5 – 1,0 $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$** .

Tabel 4-4: Koolstofopslagpotentieel van herhaaldelijk graanstro inwerken in Europese veldproeven zoals gerapporteerd in Smith et al. (1997)

Locatie	Duur	Diepte	Dosis	Koolstofstock controle	Koolstofstock stro inwerken	Koolstofvastlegging	Referentie
	jaar	cm	t ha ⁻¹ jaar ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹	
36 percelen Frankrijk	30	0-30	7,0	37,4	52,3	0,50	Houot et al. 1989
Meckenheim Duitsland	22	0-30	6,5	49,8	59,6	0,45	Kick en Poletschny 1980
Rothamsted UK	7	0-30	4,5	71,6	75,6	0,57	Smith et al. 1997
Ronhave Denemarken	18	0-30	4,0	28,7	30,2	0,08	Powlson et al. 1987
Studgaard Denemarken	18	0-30	4,0	59,3	61,9	0,15	Powlson et al. 1987

4.5 Niet-kerende bodembewerking

Niet-kerende bodembewerking is een systeem waarbij het intensief keren of mengen van de bodem wordt vermeden met als doel maximale opbouw van bodemstructuur gevormd door planten en bodemleven (Reubens et al. 2010). Bij niet-kerende grondbewerking wordt de bodem niet geploegd maar bewerkt met schijven, tanden of woelers waardoor de bouwvoor los en kruimelig wordt, en er een groot aandeel van gewasresten aan de oppervlakte blijft (Lesschen et al. 2012). Over het algemeen stimuleert ploegen de afbraak van organische stof door beluchting van de bodem, breekt ploegen gewasresten fysiek af en verstoort het bodemleven. Niet-kerende bodembewerking zou dus in principe moeten leiden tot een verminderde afbraak van organische stof en bijgevolg een hoger koolstofgehalte in de bodem. Het positieve effect van niet-kerende bodembewerking op de koolstofvastlegging in de bodem is echter niet eenduidig aangetoond.

Een uitgebreide literatuurstudie uitgevoerd door Reubens et al. (2010) maakte duidelijk dat het type bodembewerking een sterke invloed heeft op de verdeling van organische koolstof (OC) in het bodemprofiel. Onder niet-kerende bodembewerking blijkt het OC-gehalte hoger te zijn in de toplaag (10 à 15 cm), en lager in de diepere lagen (in vergelijking met ploegen). Meer verdeeldheid bestaat over het effect van bodembewerking op de totale koolstofstocks in de bodem. Reubens et al. (2010) verwijzen hiervoor onder andere naar een studie van West en Post (2002) die uit een revisie van 67 datasets, die wereldwijd verzameld werden, concludeerden dat er geen significant verschil in koolstofstock kon worden aangetoond tussen ploegen en niet-kerende bodembewerking.

D'Haene (2008) vergeleek ploegen en niet-kerende bodembewerking op 18 praktijkpercelen (10 percelen waar niet-kerend werd bewerkt en 8 percelen waar werd geploegd) verdeeld over de leemstreek in België. In vergelijking met ploegen resulteerde het toepassen van **niet-kerende bodembewerking** in een hogere **stratificatie van de koolstofconcentratie** in de bodem (hogere in de toplaag, lager in de diepere lagen). De **koolstofstocks (0-60cm)** bleven echter **ongewijzigd**, zelfs indien er 20 jaar niet-kerende bodembewerking werd toegepast.

Soortgelijke resultaten werden gerapporteerd door Vermang (2012) die ploegen en **niet-kerende bodembewerking** vergeleek op 3 praktijkpercelen in de leemstreek in België en Noord-Frankrijk. De proeven lagen 7, 8 en 13 jaar aan op moment van bemonsteren. Vermang (2012) stelde een **duidelijke stratificatie van de koolstofconcentratie** in de bodem vast waar niet-kerende bodembewerking werd toegepast. In vergelijking met ploegen resulteerde het toepassen van niet-kerende bodembewerking meestal in een significant hogere koolstofconcentratie in de bovenste lagen (0-10 en 10-20cm) en een significant lagere concentratie in de diepere lagen (20-30 en 30-40cm). De **effecten op de berekende koolstofstocks (0-40cm)** waren **minder éénduidig**: ofwel geen verschil, ofwel een hogere stock, ofwel een lagere stock na toepassen van niet-kerende bodembewerking in vergelijking met ploegen.

In de **BOPACT-veldproef** (zie 4.1) werd tevens het langetermijneffect van niet-kerende bodembewerking op de koolstofopbouw in de bodem onderzocht. Ook hier kwam de herverdeling van de koolstofconcentratie in de bodem duidelijk naar voor. Vijf jaar na de start van de proef werd in de toplaag (0-10cm) een significant hogere koolstofconcentratie vastgesteld bij niet-kerende bodembewerking (1,07% vs. 0,87% bij ploegen) terwijl in de 10-30cm laag het omgekeerde effect werd vastgesteld: de koolstofconcentratie bij niet-kerende bodembewerking lag hier significant lager (0,85%) dan bij ploegen (0,90%). De koolstofstocks (0-30 en 0-60cm) bleven dan weer ongewijzigd (D'Hose et al., 2016).

Samenvattend kunnen we dus stellen dat het toepassen van niet-kerende bodembewerking wel voor een herverdeling van de koolstof in de bouwlaag (0-30cm) zorgt maar niet voor hogere koolstofstocks in de bodem.

07: Wat is het effect van het toedienen van organisch materiaal (compost en stalmest), groenbedekkers, graanstro inwerken, grasbufferstroken en niet-kerende bodembewerking op de koolstofopbouw in de bodem?

Zowel **compost** als **stalmest** bezitten een duidelijk **koolstofopslagpotentieel**. Beide producten zijn rijk aan stabiel organisch materiaal en een lineaire regressie toont aan dat op langere termijn gemiddeld **0,26 en 0,20 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ wordt opgeslagen bij herhaaldelijk toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van respectievelijk compost en stalmest**. We dienen hierbij op te merken dat beide producten rijk zijn aan nutriënten en dat de toediening van compost en stalmest oordeelkundig moet gebeuren om bijkomende stikstof- en fosforuitspoeling te beperken. Vanden Nest et al. (2016) toonden aan dat het herhaaldelijk toepassen van stalmest het risico op P-uitspoeling verhoogt, wat niet het geval is bij de herhaaldelijke toepassing van compost. Compost is een goede strategie is om het koolstofgehalte relatief snel te verhogen (na 4 toepassingen) zonder verhoogde risico's op N- en P-uitspoeling. Op langere termijn zal de reguliere bemesting echter aangepast moeten worden om verhoogde stikstofuitspoeling door een toename in de stikstofmineralisatie van de bodem te vermijden.

Binnen de groep van gewasresten blijkt graanstro het grootste koolstofopslagpotentieel te bezitten. Verschillende langetermijn veldproeven tonen aan dat het **inwerken van 4-7 t stro ha⁻¹ jaar⁻¹** (representatieve hoeveelheid voor Vlaanderen) kan leiden tot een **koolstofopbouw van ongeveer 0,1-0,6 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** (in vergelijking met het afvoeren van stro). In vergelijking met compost en stalmest kan **het toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van stro** op langere termijn kan leiden tot een **koolstofstopslag (0-30cm)** in de bodem van **0,18 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

Gezien **groenbedekkers** zelden worden opgenomen als een aparte factor in meerjarige veldproeven, zijn er in de literatuur nagenoeg geen experimentele cijfers die het meerjarig effect van groenbedekkers op de koolstofopbouw kunnen aantonen. Het **effect van een groenbedekker hangt sterk af van het type groenbedekker en de biomassaopbrengst**. Een korte groeiperiode of verminderde groei door slechte bodem- en weersomstandigheden leidt tot een beperkte biomassaopbrengst en bijgevolg een lage hoeveelheid koolstof die aan de bodem wordt toegevoegd.

Het koolstofopslagpotentieel van een **grasbufferstrook** kan op hetzelfde niveau worden ingeschat als wanneer grasland wordt ingezaaid en blijft aanliggen: **0,5-1,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**.

In het algemeen zorgt het toepassen van **niet-kerende bodembewerking** wel voor een **herverdeling** van de koolstof in de bouwlaag (0-30cm; meer koolstof in de 0-10cm) maar niet voor hogere koolstofstocks in de bodem (in vergelijking met ploegen).

5 Scenario-analyse

In het kader van het klimaatakkoord in Parijs stelt de Europese Commissie voor België een reductie van de uitstoot van broeikasgassen voor van 35% in 2030 ten opzichte van 2005 (Europese Commissie, COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4). Landgebruik, veranderingen in landgebruik en bosbouw (LULUCF) alsook het beheer van gras- en akkerland hebben een invloed op de uitstoot van broeikasgassen en de opname van koolstof uit de atmosfeer. In een hetzelfde voorstel voorziet de Europese Commissie (COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4) voor België een totale hoeveelheid van 3,8 Mt CO₂-equivalenten uit koolstofopslag door wijzigingen in landgebruik en/of –beheer voor de periode 2021-2030 die kunnen ingezet worden ter compensatie van de broeikasgasemissies (COM(2016) 482 final ANNEXES 1 to 4). Voor Vlaanderen zou dit neerkomen op ongeveer 190.000 t CO₂-equivalenten per jaar.

Aan de hand van de gegevens die verzameld werden in de literatuurstudie willen we in dit onderdeel een aantal scenario's met betrekking tot koolstofopslagpotentieel in de Vlaamse landbouw uitwerken. In ieder scenario zullen we een verandering in beheer afwegen tegenover de 'business as usual' (BAU) waarbij het koolstofopslagpotentieel zal berekend worden voor de periode 2016-2030.

5.1 Scenario 1: behoud areaal blijvend grasland

Uit de landbouwtellingen blijkt het areaal blijvend grasland (BG) stelselmatig achteruit te gaan. Grof geschat, zakt het areaal blijvend grasland jaarlijks met 1%. In dit scenario willen we het **areaal blijvend grasland behouden op het niveau van 2015**. In het BAU-scenario gaan we ervan uit dat het **areaal blijvend grasland** met dezelfde snelheid (-1% per jaar) **blijft dalen** en dat dit blijvend grasland wordt omgezet naar akkerland.

Aan de hand van deze literatuurstudie (2.1 en 2.2) blijkt er onder grasland (0-30cm) 0,5 – 1,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ opgeslagen te worden terwijl het omzetten van gras- naar akkerland gepaard gaat met een verlies van 1,0–2,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹. Het combineren van bovenstaande cijfers met de areaalcijfers uit de landbouwtellingen stelt ons uiteindelijk in staat om het koolstofopslagpotentieel van het behoud van blijvend grasland te becijferen. Voor de berekeningen maken we steeds gebruik van de gemiddelde waarde van de range die uit de literatuurstudie naar voor kwam; dus bij omzetten van gras- naar akkerland gaat er 1,5 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ verloren gaat terwijl er onder grasland 0,75 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ wordt opgeslagen. De resultaten staan weergegeven in Tabel 5-1.

Tabel 5-1: Koolstofopslagpotentieel van het behoud areaal blijvend grasland (BG; 0-30cm) voor de periode 2016-2030

Scenario 1	Behoud areaal BG ¹	BAU ²
Areaal blijvend grasland 2016 ³ (ha)	167.019	167.019
Areaal blijvend grasland 2030 (ha)	167.019	145.097
Koolstofopbouw (t C ha jaar ⁻¹)	0,75	0,75
Koolstofverlies (t C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	-	-1,5
Netto koolstofopbouw (t C jaar ⁻¹)	125.264	100.065
Netto koolstofopslag 2016-2030 (t C)	1.878.964	1.500.978
Verskil behoud areaal BG - BAU(t C)	+ 377.986	

¹ Blijvend grasland; ² Business as usual; ³ gelijkgesteld aan areaal van 2015

Het behoud van het areaal BG zorgt voor een jaarlijkse koolstofopbouw van 125.264 t C terwijl bij de BAU de koolstofopbouw onder het resterend areaal BG verminderd werd met de afbraak (die hoger ligt dan de opbouw) onder het areaal dat werd omgezet naar akkerland. Dit areaal akkerland nam ieder jaar toe met 1% van het resterend areaal BG en blijft koolstof verliezen doorheen de periode 2016-2030. De afbraak in

jaar i werd gelijk gesteld aan $(\text{areaal BG jaar } i - \text{areaal BG 2016}) * 1,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Gemiddeld genomen over de periode 2016-2030 zorgt de BAU voor een netto koolstofopbouw van $100.065 \text{ t C jaar}^{-1}$. Uit Tabel 5-1 blijkt dat het **behoud van het areaal blijvend grasland** in Vlaanderen tot **een extra koolstofopslag van ongeveer 378.000 t C (0-30cm)** kan zorgen dan wanneer het areaal grasland stelselmatig zou blijven dalen (BAU) over de periode 2016-2030. Let wel, we gaan er hierbij vanuit dat het grasland steeds blijft aanliggen op hetzelfde perceel en dit stemt mogelijk niet overeen met de realiteit. Binnen het kader van de randvoorwaarden/vergroening moet het areaal blijvend grasland (grasland van 5 jaar of ouder) immers behouden blijven op bedrijfs-/regionaal niveau en niet op perceelsniveau. Bovendien gaan we er ook van uit dat alle blijvende graslanden nog in staat zijn om koolstof op te slaan en dat het grasland dat omgezet werd naar akkerland koolstof blijft verliezen aan dezelfde snelheid en er dus in beide gevallen nog geen evenwicht is bereikt. De berekende koolstofopslag/afbraak van beide scenario's is bijgevolg een maximale waarde. In realiteit liggen zowel de potentiële opbouw als afbraak wellicht lager.

5.2 Scenario 2: Scheiding akkerland/grasland of wisselbouw

In dit scenario willen we nagaan wat de meest gunstige optie is naar koolstofopslag in de bodem toe: opteren voor een **duidelijke scheiding van (blijvend) grasland en akkerland** of meer inzetten op **wisselbouw** (i.e. afwisseling van tijdelijk grasland en akkerland)?

Om dit scenario te berekenen starten we met een fictief landbouwbedrijf met een areaal van 100 ha dat opgedeeld is in 50 ha grasland en 50 ha akkerland. In het alternatieve scenario, wordt op een kwart van het areaal een wisselbouwsysteem toegepast (cyclus van 3 jaar) waarbij 12,5 ha blijvend grasland (BG) wordt omgezet in tijdelijk akkerland (TA) en 12,5 ha blijvend akkerland (BA) wordt omgezet in tijdelijk grasland (TG). Na 3 jaar wordt het tijdelijk akkerland omgezet naar tijdelijk grasland en vice versa (**scenario 2a**).

Net zoals in scenario 1 (zie 5.1) gaan we er van uit dan onder het blijvend grasland nog geen evenwicht is bereikt en dat er dus jaarlijks nog $0,75 \text{ t C ha}^{-1}$ wordt opgeslagen. Op het akkerland veronderstellen we dat door een gemiddelde aanvoer van organisch materiaal het koolstofgehalte op peil wordt gehouden wat overeen stemt met een koolstofopslag van $0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (er wordt geen koolstof opgebouwd maar er gaat ook geen koolstof verloren). Voor het omzetten van grasland naar akkerland (BG $\rightarrow$ TA) en akkerland naar grasland (BA $\rightarrow$ TG) maken we steeds gebruik van de gemiddelde waarde van de range die uit de literatuurstudie naar voor kwam; dus bij omzetten van gras- naar akkerland gaat er $1,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ verloren terwijl er bij omzetten van akker naar grasland $0,75 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ wordt opgeslagen. De koolstofstocks die na een **periode van 3 jaar** berekend werden voor de verschillende systemen staan weergegeven in Tabel 5-2.

Tabel 5-2: Koolstofopbouw/verlies (0-30cm) na een periode van 3 jaar onder verschillende vormen van landgebruik

Landgebruik /beheer ¹	C-opbouw/verlies $\text{t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$	Areaal ha	C-opbouw/verlies t C
BG	0,75	37,5	84,4
BA	0,00	37,5	0,00
BG $\rightarrow$ TA	1,50	12,5	-56,3
BA $\rightarrow$ TG	0,75	12,5	28,1
Totaal:		100	56,3

¹ BG: blijvend grasland; BA: blijvend akkerland; TA: tijdelijk akkerland; TG: tijdelijk grasland

Na 3 jaar blijkt dit fictief landbouwbedrijf over zijn volledige areaal (100 ha) voor **een netto koolstofopbouw van 56,3 t C (0-30cm)** te zorgen.

In een tweede scenario (**scenario 2b**) starten we van een identiek landbouwbedrijf met een areaal van 100 ha dat opgedeeld is in 50 ha intensief uitgebaat blijvend grasland en 50 ha blijvend akkerland dat geploegd wordt, waarop éénjarige gewassen worden geteeld met een gemiddelde aanvoer van organische koolstof.

Net zoals in scenario 2a gaan we er van uit dat onder het blijvend grasland nog geen evenwicht is bereikt en dat er dus jaarlijks nog $0,75 \text{ t C ha}^{-1}$ wordt opgeslagen. Op het akkerland veronderstellen we dat door een gemiddelde aanvoer van organisch materiaal het koolstofgehalte op peil wordt gehouden wat overeen stemt met een koolstofopslag van $0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (er wordt geen koolstof opgebouwd maar er gaat ook geen koolstof verloren). Het areaal blijvend grasland (50 ha) zorgt bijgevolg voor een jaarlijkse koolstofopslag van $37,5 \text{ t C}$ (0-30cm; we gaan er hierbij vanuit dat er nog geen evenwicht bereikt is) terwijl er onder het areaal akkerland (50 ha) jaarlijks 0 t C (0-30cm) wordt opgebouwd. Dit fictief landbouwbedrijf zorgt bijgevolg voor een **netto koolstofvastlegging van $112,5 \text{ t C}$** ($= 3 * [37,5 - 0]$) over een periode van 3 jaar.

Op basis van onze berekeningen geniet een strikte scheiding van akker- en grasland (scenario 2b; $112,5 \text{ t C}$ over een periode van 3 jaar) de voorkeur op een wisselbouwsysteem (scenario 2a; $56,3 \text{ t C}$ over een periode van 3 jaar) indien men de koolstofopslag wil maximaliseren. Dit is hoofdzakelijk te wijten aan het feit dat het verlies van koolstof bij het omzetten van gras- naar akkerland sneller gaat dan de opbouw bij omzetten van akker- naar grasland.

We dienen hierbij op te merken dat we in dit scenario geen rekening gehouden hebben met het mogelijk verschil in koolstofopbouw tussen blijvend en tijdelijk grasland. We vermoeden dat de opbouw onder tijdelijk grasland sneller kan gaan dan onder blijvend grasland aangezien deze laatste zich mogelijk al dichterbij de evenwichtstoestand zal bevinden. Uit onze literatuurstudie kwam echter geen duidelijk effect naar voren van de looptijd van een studie en de uiteindelijke koolstofopslag. Daarom hanteren we voor beide types grasland in dit scenario een zelfde waarde voor de koolstofopbouw. Daarenboven houden we door het hanteren van vaste waarden geen rekening met initiële koolstofstocks en veranderingen hierin, terwijl de afbraak en opbouw van koolstof hier normaal gezien wel afhankelijk van zijn. Daarnaast kan ook het verlengen van de tijdelijk grasland fase ten nadele van de tijdelijk akkerland fase (vb. 4 jaar gras gevolgd door 2 jaar akker) bijdragen aan meer koolstofopbouw (zie 2.3). Als laatste dienen we ook te wijzen op de mogelijke positieve effecten van wisselbouw zoals een besparing op (minerale) meststoffen (de eerste jaren na onderploegen van grasland komt een hoeveelheid stikstof vrij die kan benut worden door het volggewas) of het aanleveren van een betere bodemstructuur en -kwaliteit en het helpen voorkomen van problemen met fyto-resistentie in vergelijking met blijvend akkerland waarop bvb. een monocultuur maïs wordt geteeld.

5.3 Scenario 3: Areaal groenbedekkers verruimen

Zoals vermeld in onze literatuurstudie zijn er weinig gegevens uit lange termijn veldproeven beschikbaar over het koolstofopslagpotentieel van groenbedekkers. Gezien groenbedekkers zelden worden opgenomen als een aparte factor, zijn er nagenoeg geen experimentele cijfers die het meerjarig effect op koolstofopslagpotentieel kunnen aantonen. Daarom maken we gebruik van de studie van MacLeod et al. (2015) waarin het koolstofopslagpotentieel van groenbedekkers wordt ingeschat op $0,15 - 0,50 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (zie 4.2). Het **areaal groenbedekkers** (exclusief Italiaans raaigras als groenbedekker) in Vlaanderen in 2015 bedroeg **112.548 ha** (Departement Landbouw en Visserij). Een groenbedekker kan niet altijd worden toegepast, bijvoorbeeld na gewassen die laat in het seizoen geoogst worden zoals suikerbieten. In regel dient een groenbedekker van het type gele mosterd voor 1 september en een grasachtige groenbedekker zoals Italiaans raaigras voor 15 oktober ingezaaid te worden om een succesvolle ontwikkeling (en aanvoer van organische stof) te verzekeren. Voor de volgende akkerbouwgewassen is bijgevolg aangenomen dat er in principe een groenbedekker na de oogst ingezaaid zou kunnen worden: granen voor de korrel (exclusief korrelmaïs), vlas, aardappelen, peulvruchten en voedermaïs. De arealen voor 2015 staan weergegeven in Tabel 5-3.

Een totaal areaal van 258.748 ha zou in aanmerking komen voor de inzaai van een groenbedekker, dit is meer dan het dubbele van het huidige areaal. In de praktijk zal het echter voor voedermaïs en aardappel niet altijd mogelijk zijn om voor 15 oktober het veld te ruimen omwille van weersomstandigheden of onvoldoende afrijping. Daarom is aangenomen dat voor deze twee gewassen slechts 80% van het areaal in aanmerking komt voor de succesvolle inzaai van een groenbedekker. Bovendien wordt een deel van het

areaal ook nog vrijgehouden voor de inzaai van wintergranen (vb. in een klassieke akkerbouwrotatie volgen meestal wintergranen na de teelt van aardappel en suikerbiet). Daarom **hebben we een realistische toename in het areaal groenbedekkers ingeschat op 30%.**

Tabel 5-3: Areaal akkerbouwgewassen in Vlaanderen voor 2015 (bron: Algemene Directie Statistiek)

Gewas	Areaal (ha)
Granen voor de korrel (exclusief korrelmaïs)	89.605
Vlas	4.571
Aardappelen	43.637
Peulvruchten	1.020
Voedermaïs	119.915
Totaal	258.748

In 2015 werd dus een groenbedekker ingezaaid op 112.548 ha. Als we er nu vanuit gaan dat in de periode 2016-2030 een toename optreedt in het areaal groenbedekkers met 30%, dan zou dit volgens onze berekeningen kunnen leiden tot een extra koolstofopslag met 75.970-253.233 t C (= 0,15-0,50 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ * 15 jaar * 33.764 ha) **ten opzichte van BAU.** Het potentieel van groenbedekkers kan vermoedelijk nog worde verhoogd door mengsels in te zaaien, de groeiperiode te verlengen of door in alle perioden van braak (6 weken – 2 maanden) een groenbedekker in te zetten.

5.4 Scenario 4: Compostgebruik in de landbouw verdubbelen

Uit het activiteitenverslag 2015 van Vlaco blijkt dat er in 2015 ongeveer 360.000 t compost werd geproduceerd (Gft- en groencompost). Hiervan werd 13% (46.800 t) afgezet in de land- en tuinbouw. Uit onze literatuurstudie blijkt dat het toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van compost kan leiden tot een koolstofopslag (0-30cm) in de bodem van 0,26 t C ha⁻¹ jaar⁻¹.

In de veldproeven die opgenomen werden in onze literatuurstudie werd gemiddeld 3 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ door middel van compost toegepast. De gemiddelde samenstelling van de Vlaco-composten staat weergegeven op de Vlaco website (<http://www.vlaco.be/compost-gebruiken/wat-is-compost/gemiddelde-samenstelling-van-vlaco-compost>; laatst geconsulteerd op 11/05/2017). Gft- en groencompost bevatten respectievelijk 250 en 200 kg organische stof per ton vers materiaal wat overeenstemt met respectievelijk 139 en 111 kg C (gedeeld door 1,8). Een dosis van 3 t C ha⁻¹ door middel van compost stemt bijgevolg overeen met ongeveer 24 t ha⁻¹ verse compost (= 3000 / gemiddelde van 139 en 111) en zal leiden tot een koolstofopslag van 0,78 t C ha⁻¹ jaar⁻¹.

Er van uit gaande dat er **dubbel zoveel** compost zou worden ingezet in de Vlaamse land- en tuinbouw aan een dosis van 24 t ha⁻¹ zou betekenen dat er jaarlijks compost kan toegepast worden op een bijkomend areaal van 1.950 ha. Dit zou overeenstemmen met een extra koolstofopslag van 1.521 t C jaar⁻¹. Over de periode 2016-2030 zou het toepassen van **dubbel zoveel compost in de Vlaamse land- en tuinbouw** bijgevolg kunnen leiden tot een **extra koolstofopslag** in de 0-30cm laag van 22.815 t C. Een kanttekening hierbij is dat indien het bijkomend compostgebruik van VLACO-compost komt, dit op Vlaams niveau niet tot netto meer koolstofopslag zal leiden aangezien er dan minder beschikbaar zal zijn voor particulier gebruik. Wel is er nog potentieel om via het lokaal sluiten van kringlopen en het samenwerken van diverse actoren/sectoren (landbouw, boomkwekerij, natuurgebieden) compost te maken via het proces van boerderijcompostering (Viaene, 2016).

5.5 Scenario 5: Stro inwerken

Een grootschalige bevraging bij akkerbouwers in de leemstreek in het kader van het Europese project Catch-C toonde aan dat ongeveer 30% van de landbouwers (n = 179) het stro (afkomstig van granen zoals bvb. wintertarwe en –gerst) op het veld achterlaat en inwerkt (Bijttebier et al. 2014). Hoewel dit waarschijnlijk

een overschatting is, gaan we hier ter vereenvoudiging vanuit dat dit overeenstemt met 30% van het areaal aan winter- en zomergranen.

Het areaal granen in 2015 voor Vlaanderen (Algemene Directie Statistiek – landbouwtelling) staat weergegeven in Tabel 5-4.

Tabel 5-4: Areaal graangewassen in Vlaanderen voor 2015 (bron: Algemene Directie Statistiek)

Graangewas	Areaal (ha)
Wintertarwe	67.991
Zomertarwe	1383
Spelt	1486
Rogge	271
Wintergerst	13.875
Zomergerst	1432
Haver en mengsels van zomergranen	677
Triticale	2490
Totaal	89.605

Onze literatuurstudie toont aan dat het **inwerken van stro** aan een **dosis van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** resulteert in een **koolstofopslag van 0,18 t C ha⁻¹ jaar⁻¹**. De veldproeven waarop deze gegevens gebaseerd zijn hanteerden een gemiddelde strodosis van 5,2 t ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 4-4) wat overeenstemt met 2,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ en dus kan leiden tot een koolstofopbouw van 0,36 t C ha⁻¹ jaar⁻¹. Als we er nu vanuit gaan dat **het areaal aan granen waar het stro wordt achtergelaten op het veld en ingewerkt zou verdubbelen**, dan zou deze maatregel kunnen leiden tot een **extra koolstofopslag van 145.163 t C** voor de periode 2016-2030 (= 26882 ha * 15 jaar * 0,36 t C ha⁻¹ jaar⁻¹).

Bij dit scenario dienen we op te merken dat het aanwenden van **stalmest** ook een aanzienlijk koolstofopslagpotentieel bezit (gelijkaardig aan dat van compost volgens onze literatuurstudie: het toepassen van 1 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ onder de vorm van stalmest kan leiden tot een koolstofopslag (0-30cm) in de bodem van 0,20 t C ha⁻¹ jaar⁻¹) en dat er voor de productie van stalmest een zekere hoeveelheid stro moet voorhanden blijven. Ook blijft het inwerken van stro een economisch gegeven. De afweging inwerken of verkopen is voor de akkerbouwer een keuze tussen een opbrengst op korte termijn of een investering in organische stof (bodemkwaliteit) op langere termijn.

5.6 Conclusie

In deze analyse hebben we een aantal scenario's met betrekking tot koolstofopslagpotentieel in de Vlaamse landbouw uitgewerkt. In ieder scenario wogen we een verandering in beheer af tegenover de 'business as usual' (BAU) waarbij het koolstofopslagpotentieel berekend werd voor de periode 2016-2030.

Het koolstof- en CO₂-opslagpotentieel voor iedere maatregel staat weergegeven in Tabel 5-5.

Tabel 5-5: Koolstof- en CO₂-opslagpotentieel voor verschillende scenario's voor de periode 2016-2030

Maatregel	BAU ¹	Scenario	C-opslag t C	CO ₂ -equiv. t CO ₂
Areaal blijvend grasland	-1% jaar ⁻¹	behoud	378.000	1.386.000
Compostgebruik	13%	26%	23.000	84.000
Groenbedekkers	huidig areaal	+30%	76.000-253.000 ²	279.000 – 928.000
Graanstro inwerken	30%	60%	145.000	532.000
Totaal:				2.605.500 ³

¹ BAU: business as usual; ² koolstofopslag van 0,15-0,50 t C ha⁻¹ jaar⁻¹ afhankelijk van de bron; ³ om het totaal te berekenen werd voor groenbedekkers het gemiddelde genomen van de gegeven range

Uit Tabel 5-5 leiden we af dat het **behoud van het areaal blijvend grasland** het **hoogste koolstofopslagpotentieel** bezit. In dit scenario gingen we er wel vanuit dat het **grasland de koolstofverzadingsgraad nog niet heeft bereikt en dat het blijvend grasland steeds blijft aanliggen op hetzelfde perceel**, dit stemt mogelijk niet overeen met de realiteit. Binnen het kader van de randvoorwaarden/vergroening moet het areaal blijvend grasland immers behouden blijven op bedrijfs-/regionaal niveau en niet op perceelsniveau. Dit heeft zijn gevolgen op de koolstofopbouw onder grasland. Scenario 2 toont immers aan dat een strikte scheiding van akker- en grasland de voorkeur geniet op een wisselbouwsysteem indien men de koolstofopslag wil maximaliseren. Dit is hoofdzakelijk te wijten aan het feit dat het verlies van koolstof bij het omzetten van gras- naar akkerland sneller gaat dan de opbouw bij omzetten van akker- naar grasland. Bij de maatregelen die op akkerland kunnen toegepast worden **bieden het inwerken van stro en het verhogen van het areaal groenbedekkers het hoogste koolstofopslagpotentieel. Het compostgebruik in de landbouw verdubbelen bezit het laagste koolstofopslagpotentieel.**

Zoals eerder vermeld zou Vlaanderen ongeveer 1.900.000 t CO₂-equivalenten (2020-2030) uit koolstofopslag door wijzigingen in landgebruik en/of -beheer kunnen inzetten ter compensatie van de broeikasgasemissies. De scenario's die in deze studie werden berekend voor de periode 2016 -2030 zouden kunnen leiden tot een extra koolstofopslag van 2.605.500 t CO₂-equivalenten. Op een periode van 10 jaar zou dit neerkomen op 1.737.000 t. Als we **bijgevolg het areaal blijvend grasland kunnen behouden, het compostgebruik in de landbouw verdubbelen, het areaal groenbedekkers met een derde uitbreiden en dubbel zoveel stro inwerken** zou dus ongeveer **92% van de beschikbare CO₂-equivalenten voor Vlaanderen (2020-2030) kunnen ingevuld worden.**

Merk op dat de scenario's ruwe schattingen zijn en vertrekken van een aantal veronderstellingen en vereenvoudigingen, zoals de veronderstelling dat blijvend grasland steeds op hetzelfde perceel blijft liggen en de inschatting van het areaal groenbedekkers op basis van de verzamelaanvraag wat wellicht een onderschatting is. Bovendien kan het nemen van een maatregel ook een impact hebben op de uitstoot van broeikasgassen in een ander deel van de keten. Zo zal door het inwerken van stro minder stro beschikbaar zijn voor het gebruik in stallen waardoor de hoeveelheid stalmest daalt.

Om het koolstofopslagpotentieel van de verschillende maatregelen in onze scenario-analyse te kaderen, vergelijken we het totale aantal CO₂-equivalenten uit koolstofopslag met de broeikasgasuitstoot in de landbouw. De uitstoot van de broeikasgassen koolstofdioxide (CO₂), methaan (CH₄) en lachgas (N₂O) door de Vlaamse landbouwsector worden jaarlijks gerapporteerd in het Milieurapport Vlaanderen (MIRA)¹. Om de emissies van de drie broeikasgassen met elkaar te kunnen vergelijken worden ze uitgedrukt in kton CO₂-equivalenten. Emissies ten gevolge van productie en transport van importgoederen gebruikt door de landbouwsector (bv. veevoeder) worden niet meegerekend. Uit de gemiddelde uitstootcijfers van de laatste 5 jaar (2010-2014) blijkt dat de landbouwsector (akkerbouw, tuinbouw en veeteelt) verantwoordelijk is voor een uitstoot van **6.898 kton CO₂-equivalenten per jaar**. Met de vooropgestelde maatregelen uit onze scenario-analyse zou jaarlijks 173 kiloton CO₂ (=2.606/15) uit de atmosfeer kunnen gehaald worden. Dat is 2,5 procent van de huidige, totale broeikasgassenuitstoot van de landbouw. Richten we ons enkel op de CO₂ uitstoot van de akker- en tuinbouw (**1.162 kton CO₂-equivalenten per jaar**) dan gaat het om bijna 15 procent.

¹ <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/sectoren/landbouw/emissies-naar-lucht-door-de-landbouw/emissie-van-broeikasgassen-door-de-landbouw/>; laatst geconsulteerd op 10/05/2017

6 Besluit en aanbevelingen

6.1 Grasland

In Vlaanderen ligt bijna 30% van het landbouwareaal onder grasland. Het is bekend dat grasland meer koolstof kan opslaan dan akkerland. De verklaring hiervoor ligt in de combinatie van een constante aanvoer van organische materiaal onder de vorm van wortels, wortellexudaten en grasresten en de afwezigheid van intensieve bewerkingen waardoor het organisch materiaal minder snel wordt afgebroken. Verschillende Franse en Belgische studies hebben aangetoond dat in de bodem evenveel koolstof kan worden opgeslagen onder grasland als onder bos. Het hoge koolstofopslagpotentieel in combinatie met een aanzienlijk areaal maakt dat grasland een belangrijke rol kan spelen in de strijd tegen de klimaatsverandering. De hoeveelheid koolstof die onder grasland wordt opgeslagen wordt grotendeels bepaald door de bodemtextuur (vb. kleibodems houden meer koolstof vast dan zandige bodems), het klimaat (temperatuur en neerslag beïnvloeden de afbraaksnelheid van organische stof in de bodem), veranderingen in landgebruik (vb. omzetten van gras- naar akkerland) en het type uitbating.

Wetenschappelijke studies hebben aangetoond dat het omzetten van **akker- naar grasland** zorgt voor een aanzienlijke verhoging van de organische koolstof in de bodem. In het kader van dit literatuuronderzoek werden 13 (meestal Europese) studies uit de gematigde klimaatzone verzameld waarin de koolstofopbouw bij het omzetten van akkerland naar grasland werd opgevolgd op perceelsniveau. De resultaten tonen aan dat bij de conversie van akker- naar grasland gemiddeld **0,5-1,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** wordt opgeslagen. Het omgekeerde effect wordt dan weer vastgesteld bij het omzetten van **gras- naar akkerland**. Onze literatuurstudie toonde aan dat bij de conversie van gras- naar akkerland gemiddeld **1,0-2,0 t C ha⁻¹ jaar⁻¹** verloren gaat. Het verlies zal het grootst zijn in de eerste jaren na onderwerken en de hoeveelheid koolstof die verloren gaat, zal in grote mate afhangen van de leeftijd van het grasland (hoe ouder, hoe meer koolstof werd opgebouwd). In het algemeen geldt dat de koolstofafbraak ongeveer dubbel zo snel gaat als de opbouw bij een verandering in landgebruik tussen akker- en grasland.

Hoe langer grasland op eenzelfde perceel blijft aanliggen, hoe meer koolstof er wordt gestockeerd. Blijvend grasland (gedurende minimaal vijf opeenvolgende jaren aangehouden als grasland) zal dus in regel meer koolstof opslaan dan tijdelijk grasland. Waar om landbouwkundige redenen wordt geopteerd voor tijdelijk grasland kan het langer aanhouden (vb. 4 jaar in plaats van 2 jaar) de koolstofvoorraad in de bodem verhogen. In die optiek komt ook **wisselbouw** in beeld. In een wisselbouwsysteem wisselen tijdelijk grasland en een fase met akkerbouwgewassen elkaar af wat leidt tot een opeenvolging van koolstofopbouw en –afbraak. Verschillende studies vergeleken de koolstofopbouw onder blijvend grasland, akkerland en wisselbouw en namen de hoogste koolstofvoorraden waar in het blijvend grasland en de laagste in het blijvend akkerland terwijl wisselbouw een intermediaire positie innam. **De hoeveelheid koolstof die wordt opgebouwd onder wisselbouw zal afhangen van het aandeel grasland in de rotatie. Hoe hoger dit aandeel, hoe meer koolstof in regel kan opgebouwd worden.** Daarnaast gelden ook nog andere voordelen van wisselbouw zoals het bemestingseffect (extra stikstof door extra afbraak van organisch materiaal), het aanleveren van een betere bodemstructuur en –kwaliteit en het helpen voorkomen van problemen met fyto-resistentie.

Ook de **uitbating** van grasland kan de koolstofopbouw gaan beïnvloeden. Zo **kan grazen leiden tot een hogere koolstofopbouw dan wanneer er uitsluitend gemaaid wordt.** De hogere koolstofopbouw onder grazen wordt verklaard door de ‘recyclage’ van koolstof via de mest van de grazers en het ontwikkelen van een uitgebreider wortelstelsel en een betere stoppel. Bij maaien verdwijnt een groot deel van de koolstof via hooi of silage. De combinatie maaien gevolgd door grazen blijkt een tussenpositie in te nemen.

Ook de intensiteit van de uitbating oefent invloed uit. Zowel een te intensief beheer (hoge bemestingsdosis in combinatie met hoge veebezetting en/of frequentie van maaien) als een te extensief beheer (lage bemestingsdosis in combinatie met lage veebezetting en/of frequentie van maaien) kunnen de

koolstofopbouw onder grasland afremmen. Een te intensief beheer put de graszode te veel uit waardoor de plant minder koolstof kan vastleggen in wortels en stoppel. Een te extensief beheer kan dan weer leiden tot een versnelde koolstofmineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Een **intermediair beheer wordt dan ook naar voor geschoven als het optimum voor koolstofopbouw onder grasland**.

Als laatste speelt ook bemesting zijn rol. Het toepassen van **dierlijke mest** leidt tot een **hogere koolstofopbouw** onder grasland dan wanneer louter mineraal bemest wordt. Het **type mest** is hierbij wel van belang. Runderdrijfmest zal een grotere hoeveelheid koolstof toevoegen aan de bodem dan varkensdrijfmest.

De evolutie van de **koolstofstocks onder grasland werd ook bepaald op regionale schaal** (België, Vlaanderen) in verschillende studies: Lettens et al. (2005a,b), Mestdagh et al. (2009) en Meersmans et al. (2011). In iedere studie werd **voor Vlaanderen een verlies aan koolstof gerapporteerd onder grasland**. De omvang van dit verlies hing af van de gebruikte methode en het gekozen referentiejaar. Meersmans et al. (2011) schatte de koolstofstocks in aan de hand van eigen metingen en een model en rapporteerden voor de periode 1960-2006 een verlies van $0,02 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (0-30cm). Mestdagh et al. (2009) en Lettens et al. (2005a,b) maakten hoofdzakelijk gebruik van de gegevens van de Bodemkundige Dienst van België en berekenden voor de periode 1990-2000 een verlies van respectievelijk $0,83$ en $0,70 \text{ t C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (0-30cm). Het verlies aan koolstof onder grasland in Vlaanderen werd toegeschreven aan (i) een afname van het totale areaal grasland, (ii) het in werking treden van het mestactieplan in de jaren '90 en de daarmee gepaard gaande afname van organische mesttoediening op grasland en (iii) de toename aan areaal tijdelijk grasland ten nadele van blijvend grasland.

Het verlies aan koolstof onder grasland op regionaal niveau is opvallend. Hoewel uit onze literatuurstudie meestal een netto koolstofopslag onder grasland op perceelsniveau naar voor kwam (2.1), blijkt dit niet op te gaan voor grasland op regionaal niveau in Vlaanderen zoals aangetoond door Mestdagh et al. (2009), Lettens et al. (2005a, b) en Meersmans et al. (2011). In de studies op perceelsniveau blijft echter het grasland onverstoord op eenzelfde perceel aanliggen. In realiteit blijft grasland niet altijd op eenzelfde perceel aanliggen (meenemen in akkerbouwrotatie) of wordt het frequent vernieuwd (scheuren en opnieuw inzaaien). Deze veranderingen in landgebruik zitten dan ook vervat in regionale studies wat de tegenstrijdigheid kan verklaren. Zo kan er door landgebruiksveranderingen bvb. relatief veel 'jong' grasland bijgekomen zijn waaronder nog niet veel koolstof is opgeslagen. Ook hebben we te weinig zicht op de frequentie van vernieuwen op productieve graslanden en op de invloed van dit scheuren en opnieuw inzaaien op de koolstofopbouw onder grasland. Een bijkomende verklaring kan gevonden worden in het gebruik van de beschikbare koolstofgegevens in de studies van Mestdagh et al. (2009) en Lettens et al. (2005a, b). Deze zijn afkomstig van stalen die zelf door de landbouwers zijn aangeboden en dus geen random steekproef. Het is mogelijk dat landbouwers meer van een bepaald type percelen laten analyseren. Zo is het niet ondenkbaar dat 'extensievere' graslanden die nooit gescheurd worden en van beheer veranderen minder frequent worden bemonsterd dan de hoog productieve graslanden.

6.2 Akkerland

Ook op **akkerland** kunnen een aantal maatregelen de koolstofvoorraden in de bodem gaan beïnvloeden. Het is daarbij wel belangrijk om te beseffen dat het koolstofgehalte enkel kan verhogen als er meer organische koolstof aan de bodem wordt toegevoegd dan er wordt afgebroken. In praktijk zal een combinatie van maatregelen nodig zijn om een effectieve verhoging van de koolstofvoorraad te bewerkstelligen. Regelmatig organisch materiaal toedienen, onder de vorm van gewasresten of organische bemesting, kan het koolstofgehalte opkrikken, maar dit hangt af van de kwaliteit en de stabiliteit van het toegediende organisch materiaal. Zowel **compost als stalmest hebben een groot potentieel voor koolstofopslag**. Beide producten zijn rijk aan stabiel organisch materiaal en, indien toegepast aan een zelfde dosis in gelijkaardige omstandigheden, verloopt de koolstofopbouw in de bodem vergelijkbaar. De koolstofdosis varieerde in de studies tussen $1,0$ en $5,5 \text{ ton koolstof per hectare per jaar}$ wat resulteerde in koolstofopslagcijfers in de bodem gaande van **$0,1$ tot $1,8 \text{ ton koolstof per hectare per jaar}$** . Op basis van de verzamelde experimentele

veldproefdata kunnen we besluiten dat **per ton toegevoegde koolstof** onder de vorm van **compost of stalmest** er respectievelijk **0,26 of 0,20 t C op langere termijn wordt opgeslagen**. Vooral in de toepassing van compost is er wellicht nog potentieel binnen de Vlaamse landbouw. Anno 2016 wordt immers maar 13% van de door Vlaco-leden geproduceerde gft- en groencompost aangewend in de landbouw. Bovendien zijn er nog mogelijkheden voor het lokaal sluiten van kringlopen met boerderijcompostering (Viaene, 2016).

Binnen de groep van gewasresten blijkt stro het grootste koolstofopslagpotentieel te bezitten. Verschillende langetermijn veldproeven tonen aan dat het **inwerken van 4-7 t stro per hectare per jaar**, dat is een representatieve hoeveelheid voor Vlaanderen qua dosis maar niet qua frequentie, kan leiden tot een **koolstofopbouw van 0,1-0,6 ton koolstof per hectare per jaar** in vergelijking met het afvoeren van stro. Anders uitgedrukt blijft **per ton toegevoegde koolstof** onder de vorm van graanstro op langere termijn **0,18 ton koolstof in de bodem opgeslagen**. In de akkerbouw wordt naar schatting 30% van het stro ingewerkt. Het verhogen van dit aandeel kan dus de koolstofopbouw in de bodem stimuleren. Dat zou natuurlijk ook wel betekenen dat er minder stro voorradig is voor de productie van stalmest. De afweging inwerken of verkopen is voor de akkerbouwer een keuze tussen een opbrengst op korte termijn of een investering in bodemkwaliteit op langere termijn, tenzij het afgevoerde stro terugkomt als stalmest.

Ook **groenbedekkers** voegen een hoeveelheid organisch materiaal toe aan de bodem. Het **effect zal afhangen van het type groenbedekker en de biomassaopbrengst**: een korte groeiperiode of verminderde groei door slechte bodem- en weersomstandigheden leidt tot een beperkte biomassaopbrengst en bijgevolg een lage hoeveelheid koolstof die aan de bodem wordt toegevoegd.

Ten slotte wordt ook het minder intensief bewerken van de bodem vaak naar voor geschoven als een potentiële maatregel om de koolstofvoorraad in de bodem te verhogen. Dat kan bijvoorbeeld door **niet-kerende bodembewerking**. Maar dat blijkt niet altijd te werken: Vlaamse studies hebben aangetoond dat, in vergelijking met ploegen, niet-kerende bodembewerking meestal wel voor een **herverdeling van de koolstof in de bouwlaag** zorgt, maar niet voor hogere koolstofvoorraden in de bodem.

6.3 Scenario-analyse

In een laatste stap werd voor Vlaanderen het potentieel van een **aantal scenario's** om CO₂ uit de atmosfeer te halen berekend. Het behoud van het areaal blijvend grasland in combinatie met een verdubbeling van het compostgebruik, een verruiming van het areaal groenbedekkers met een derde en dubbel zoveel stro inwerken op akkerland zou jaarlijks 173 kiloton CO₂ uit de atmosfeer kunnen halen. Dat is bijna 15 procent van de huidige, jaarlijkse CO₂ uitstoot van de akker- en tuinbouw. Als we kijken naar de totale uitstoot van alle broeikasgassen in de landbouwsector, dus ook lachgas en methaan, dan gaat het om 2,5 procent.

6.4 Enkele aanbevelingen en onderzoekshiaten

Bij het uitwerken van maatregelen in het kader van het tegengaan van klimaatverandering moeten de effecten op de volledige keten (levenscyclusanalyse) in rekening worden gebracht en moeten verschillende scenario's tegen elkaar afgewogen worden. Zo zal het inwerken van graanstro de koolstofopbouw in de bodem stimuleren maar dat zou natuurlijk wel betekenen dat er minder stro voorradig is voor de productie van stalmest. Een ander voorbeeld is de keuze voor weiden of opstallen van melkvee. Begraasd grasland zou in regel meer koolstof kunnen opslaan dan gemaaid grasland maar wat is het effect van beweiden op de andere broeikasgassen, CH₄ en N₂O? Bovendien moet ook rekening gehouden met andere gevolgen zoals risico's op N- en P-uitspoelingsverliezen zodat niet aan *problem shifting* wordt gedaan.

De bodem kan maar een bepaalde hoeveelheid koolstof opslaan. Deze maximale hoeveelheid werd voor zover ons bekend, nog niet ingeschat voor Vlaamse (grasland)bodems. Het bemonsteren van een aantal graslandpercelen die al decennialang onder gras liggen zou een inschatting kunnen geven van het maximale koolstofopslagpotentieel onder grasland, afhankelijk van bodemtype en drainagetoestand.

Tijdens het uitvoeren van deze literatuurstudie kwamen ook een aantal **onderzoekshiaten** aan het licht. Om de kwaliteit en de productie van grasland te behouden/verhogen is graslandvernieuwing (scheuren en opnieuw inzaaien) een optie. Het **effect van vernieuwing op de koolstofopbouw** is tot op heden echter onderbelicht in het onderzoek. De schaarse gegevens lijken aan te tonen dat bij een lage frequentie van graslandvernieuwing, de koolstofvoorraden onder het vernieuwde grasland na verloop van tijd het niveau onder onverstoord blijvend grasland terug bereiken, maar meer onderzoek dringt zich hier op. Ook het effect van de introductie van **andere grassoorten** (vb. rietzwenkgras) en **vlinderbloemigen** kwam weinig of niet aan bod in deze studie. Verwacht wordt dat de relevantie hiervan alleen maar zal toenemen gezien het wijzigende klimaat (vb. rietzwenkgras toont een hogere droogteresistentie dan Engels raaigras) en de stimulatie van de teelt van vlinderbloemigen in het kader van de plattelandsontwikkeling in Vlaanderen (PDPO III). Het telen van vlinderbloemigen kan tevens een aanzienlijke besparing in kunstmeststoffen betekenen wat dan weer past in de strijd tegen de klimaatsverandering gezien de productie van kunstmest gepaard gaat met een aanzienlijke CO₂-uitstoot. Gezien de **intensiteit van graslanduitbating** een rol speelt in het koolstofopslagpotentieel zou er nog meer onderzoek moeten gedaan worden naar de optimale uitbatingsintensiteit in functie van koolstofopslag in de Vlaamse context.

Op akkerland zijn er dan weer weinig concrete cijfers voorhanden over het koolstofopslagpotentieel van groenbedekkers, in functie van soort, mengsel en groeiduur. Groenbedekkers worden zelden opgenomen als een aparte factor in meerjarige veldproeven, waardoor er in de literatuur nagenoeg geen experimentele cijfers over het meerjarig effect van groenbedekkers op de koolstofopbouw beschikbaar zijn.

Referenties

- Abts, M., Anthonissen, A., Hubrecht, L., Rombouts, G., Ryckaert, I., De Vliegheer, A., Latré, J., Van De Ven, G., Odeurs, W. 2015. Praktijkgids bemesting - Grasland en voedergrassen. Departement Landbouw & Visserij, D/2015/3241/239, 102 p.
- ADEME 2014. Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat. Brochure Réf. 7886, 28p.
- Ammann, C., Flechard, C. R., Leifeld, J., Neftel, A., Fuhrer, J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **121**, 5-20.
- Ammann, C., Spirig, C., Leifeld, J., Neftel, A., 2009. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **133**, 150-162.
- Angers, D. A., Arrouays, D., Saby, N. P. A., Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management* **27**, 448-452.
- Arrouays, D., Deslais, W., Badeau, V., 2001. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management* **17**, 7-11.
- Arrouays, D., J. Balesdent, J.C. Germon, P.A. Jayet, J.F. Soussana et P. Stengel (eds). 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective. Synthèse du rapport. INRA (France), 32 pp.
- Arthur, E., Cornelis, W. M., Vermang, J., De Rocker, E., 2011. Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. *Soil Use and Management* **27**, 116-123.
- Beare, M. H., McNeill, S. J., Curtin, D., Parfitt, R. L., Jones, H. S., Dodd, M. B., Sharp, J., 2014. Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study. *Biogeochemistry* **120**, 71-87.
- Bijttebier J., Ruyschaert G., Hijbeek R., Rijk, B., Werner M., Raschke I., Steinmann, H.H., Zylowska, K., Pronk A., Schlatter N., Guzmán G., Syp A., Bechini L., Turpin N., Guiffant N., Perret, E., Mauhé, N., Toqué, C., Zavattaro L., Costamagna C., Grignani, C., Lehninen, T., Baumgarten, A., Spiegel, H., Portero, A., Van Wallegheem, T., Pedrera, A., Laguna, A., Vanderlinden, K., Giráldez, V. 2015. Farmers review of Best Management Practices: drivers and barriers as seen by adopters and non-adopters. Catch-C report, 171 p.
- Boon, W., 1984. Onderzoek naar het verband tussen het koolstofpercentage en de volumedichtheid van de grond. Intern Rapport Bodemkundige Dienst België, Heverlee (in Dutch).
- Conant, R. T., Paustian, K., Elliott, E. T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol Appl* **11**, 343-355.
- Cougnon, M., D'Hose, T., Reheul, D. 2008. Gebruik en werking van GFT-compost in de teelt van maïs. Onderzoeksproject in opdracht van VLACO, 28 p.
- De Clercq, T., Elsen, A., Bries, J. 2013. Onderzoek naar de bemestings- en bodemverbeterende waarde van GFT-compost via een meerjarige proef op akkerland. Verslag wintertarwe – resultaten 2012, 41 p.
- D'Haene, K., 2008. The potential of reduced tillage agriculture in Flanders. Dissertation, Ghent University, Ghent, 199 p.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., Reheul, D., 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology* **75**, 189-198.
- D'Hose, T., Ruyschaert, G., Viaene, N., Debode, J., Nest, T. V., Van Vaerenbergh, J., Cornelis, W., Willekens, K., Vandecasteele, B., 2016. Farm compost amendment and non-inversion tillage improve soil quality without increasing the risk for N and P leaching. *Agriculture Ecosystems & Environment* **225**, 126-139.
- De Bruijn, A. M. G., Calanca, P., Ammann, C., Fuhrer, J., 2012. Differential long-term effects of climate change and management on stocks and distribution of soil organic carbon in productive grasslands. *Biogeosciences* **9**, 1997-2012.
- Fornara, D. A., Wasson, E. A., Christie, P., Watson, C. J., 2016. Long-term nutrient fertilization and the carbon balance of permanent grassland: any evidence for sustainable intensification? *Biogeosciences* **13**, 4975-4984.
- Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* **122**, 1-23.
- Geypens, M., Herelickx, E., Vogels, N., Hofman, G., D'Haene, K., Librecht, I., Van Orshoven, I., 2002. Onderbouwing van het derogatieverzoek en mogelijke managementmaatregelen ter beperking van

- de residuele stikstof. Bodemkundige Dienst van België VZW 2 Vakgroep Bodembeheer en bodemhygiëne, Universiteit Gent 3SADL, K.U.Leuven.
- Goidts, E., van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma* **141**, 341-354.
- Goidts, E., Wesemael, B. A. S. v., Van Oost, K., 2009. Driving forces of soil organic carbon evolution at the landscape and regional scale using data from a stratified soil monitoring. *Global Change Biology* **15**, 2981-3000.
- Gregory, A. S., Dungait, J. A. J., Watts, C. W., Bol, R., Dixon, E. R., White, R. P., Whitmore, A. P., 2016. Long-term management changes topsoil and subsoil organic carbon and nitrogen dynamics in a temperate agricultural system. *European Journal of Soil Science* **67**, 421-430.
- Hanegraaf, M. C., Hoffland, E., Kuikman, P. J., Brussaard, L., 2009. Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. *Eur. J. Soil Sci.* **60**, 213-222.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* **191**, 77-87.
- Hendrickx, G., Boon, W., Bries, J., Kempeneers, L., Vandendriessche, H., Deckers, S., Geypens, M. 1992. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (1989-1991). Bodemkundige Dienst van België, 143 p.
- Hilinski, T. E. 2001. Implementation of exponential depth distribution of organic carbon in the Century Model. <http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/reference/html/century/exp-c-distrib.htm>
- IPCC, 2000. Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken (Eds.) *Land Use, Land-Use Change and Forestry: Summary for Policymakers*. Cambridge University Press, UK. pp 375.
- Jenkinson, D., S. 1998. Soil organic matter and its dynamics. In *Russell's Soil Conditions and Plant Growth*, ed. A. Wild. London: Longman, pp 504-607.
- Johnston, A. E., Poulton, P. R., Coleman, K., 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter. *Advances in Agronomy* **101**, 1-57.
- Kämpf, I., Hölzel, N., Störrle, M., Broll, G., Kiehl, K., 2016. Potential of temperate agricultural soils for carbon sequestration: A meta-analysis of land-use effects. *Science of The Total Environment* **566**, 428-435.
- Leifeld, J., Ammann, C., Neftel, A., Fuhrer, J., 2011. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Glob. Change Biol.* **17**, 3366-3375.
- Lesschen, J. P., Heesmans, H., Mol-Dijkstra, J., van Doorn, A., Verkaik, E., van den Wyngaert, I., Kuikman, P., 2012. Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur. Wageningen, Alterra, Alterrapport 2396. 62 p.
- Lettens, S., Van Orshoven, J., van Wesemael, B., Muys, B., 2004. Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management* **20**, 40-47.
- Lettens, S., Van Orshoven, J., van Wesemael, B., De Vos, B., Muys, B., 2005a. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma* **127**, 11-23.
- Lettens, S., Van Orshoven, J. O. S., Van Wesemael, B. A. S., Muys, B., Perrin, D., 2005b. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* **11**, 2128-2140.
- Linsler, D., Geisseler, D., Loges, R., Taube, F., Ludwig, B., 2013. Temporal dynamics of soil organic matter composition and aggregate distribution in permanent grassland after a single tillage event in a temperate climate. *Soil and Tillage Research* **126**, 90-99.
- Loiseau, P., Soussana, J.F., Chaussod, R., Casella, E., 1996. Evolution des stocks de matières organiques sous prairies: quantification, évolution, modélisation. INRA, 147 rue de l'Université, Paris. Les Dossiers de l'Environnement 10.
- Lugato, E., Panagos, P., Bampa, F., Jones, A., Montanarella, L., 2014. A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Glob. Change Biol.* **20**, 313-326.
- MacLeod, M., Eory, V., Gruère, G., Lankoski, J., 2015: *Cost-Effectiveness of Greenhouse Gas Mitigation Measures for Agriculture*. OECD Publishing.
- Meersmans, J., De Ridder, F., Canters, F., De Baets, S., Van Molle, M., 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* **143**, 1-13.

- Meersmans, J., Van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S., De Ridder, F., 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Global Change Biology* **17**, 466–479.
- Meersmans, J. 2015. Calculation of soil organic carbon evolution in croplands and grasslands in the Flemish and Walloon Region. Dr. Jeroen Meersmans, Dept. Of Geography, College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter. Based on Meersmans, J., Van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S. and De Ridder, F. 2011, Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006, *Global Change Biology* **17**: 466–479.
- Mestdag, I., 2005: Carbon sequestration in different Flemish grassland ecosystems / door Inge Mestdag. 2005.
- Mestdag, I., Lootens, P., Van Cleemput, O., Carlier, L., 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **169**, 616–622.
- Mestdag, I., Sleutel, S., Lootens, P., Van Cleemput, O., Beheydt, D., Boeckx, P., De Neve, S., Hofman, G., Van Camp, N., Vande Walle, I., Samson, R., Verheyen, K., Lemeur, R., Carlier, L., 2009. Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. *J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **172**, 24–31.
- Necpálová, M., Li, D., Lanigan, G., Casey, I. A., Burchill, W., Humphreys, J., 2014. Changes in soil organic carbon in a clay loam soil following ploughing and reseeded of permanent grassland under temperate moist climatic conditions. *Grass and Forage Science* **69**, 611–624.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures. Synopsis of the study report, INRA (France), 92 pgs.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B. A. S., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Glob. Change Biol.* **17**, 2415–2427.
- Post, W. M., Kwon, K. C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Change Biol.* **6**, 317–327.
- Posthumus, H., Deeks, L. K., Rickson, R. J., Quinton, J. N., 2015. Costs and benefits of erosion control measures in the UK. *Soil Use and Management* **31**, 16–33.
- Rasmussen, P.E., Smiley, R.W., 1997. Soil carbon and nitrogen change in long-term agricultural experiments at Pendleton, Oregon. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, pp. 353–360.
- Rawls, W.J., 1983. Estimating soil bulk density from particlesize analysis and organic matter content. *Soil Sci.* **135**, 123–125.
- Reubens B., D’Haene K., D’Hose T., Ruyschaert G. 2010. Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke-Lemberge, België. 203 p.
- Schulte, R., Crosson, P., Donnellan, T., Farrelly, N., Finnan, J., Lalor, S., Lanigan, G., O’Brien, D., Shalloo, L., Thorne, F., 2012. A Marginal Abatement Cost Curve for Irish Agriculture, Teagasc, Dublin, Ireland.
- Senapati, N., Chabbi, A., Gastal, F., Smith, P., Mascher, N., Loubet, B., Cellier, P., Naisse, C., 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management* **5**, 131–144.
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Beheydt, D., Van Cleemput, O., Mestdag, I., Lootens, P., Carlier, L., Van Camp, N., Verbeeck, H., Vande Walle, I., Samson, R., Lust, N., Lemeur, R., 2003. Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* **9**, 1193–1203.
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G., 2007. Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **78**, 265–278.
- Smith, P., Powlson, D. S., Glendining, M. J., Smith, J. U., 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: Preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Glob. Change Biol.* **3**, 67–79.
- Soussana, J.-F., Salètes, S., Smith, P., Schils, R., Ogle, S., Amézquita, M., Buendía, L., Ewert, F., Hensen, A., Kuikman, P., 2004a. Greenhouse gas emissions from European grasslands. *Carbo Europe Greenhouse Gases*.

- Soussana, J. F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004b. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* **20**, 219-230.
- Soussana, J. F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R. M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **121**, 121-134.
- 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., Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **190**, 9-17.
- Spiegel, H., Zavattaro, L., Guzman, G., D'Hose, T., Pecio, A., Schlatter, N., ten Berghe, H. & Grignani, C. 2014. Impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil. *Catch-C report*, 41 p.
- Stevens, A., van Wesemael, B., 2008. Soil organic carbon stock in the Belgian Ardennes as affected by afforestation and deforestation from 1868 to 2005. *Forest Ecology and Management* **256**, 1527-1539.
- Tits, M., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H., 2014. Short-term and long-term effects of vegetable, fruit and garden waste compost applications in an arable crop rotation in Flanders. *Plant and Soil* **376**, 43-59.
- Tits M., Elsen A., Deckers S., Boon W., Bries J., Vandendriessche H. 2016. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (2012-2015). *Bodemkundige Dienst van België*, 218 pp.
- Tyson, K. C., Roberts, D. H., Clement, C. R., Garwood, E. A., 1990. Comparison of crop yields and soil conditions during 30 years under annual tillage or grazed pasture. *The Journal of Agricultural Science* **115**, 29-40.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S.-K. 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Van den Pol van Dasselaar, A. V., Lantinga, E. A., 1995. Modeling the carbon-cycle of grassland in the Netherlands under various management strategies and environmental conditions. *Neth. J. Agric. Sci.* **43**, 183-194.
- van Eekeren, N., Bommelé, L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., Reheul, D., Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology* **40**, 432-446.
- Vanden Nest, T., Vandecasteele, B., Ruysschaert, G., Coughon, M., Merckx, R., Reheul, D., 2014. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **197**, 309-317.
- Vanden Nest, T., Vandaele, E., Lebuf, V., Snauwaert, E., Vanden Auweele, W., Willekens, K., Van Waes, C., Vandecasteele, B. 2015. De compostering van dikke fractie en digestaat: het composteringsproces en karakterisering van de eindproducten. 85 p.
- Vanden Nest, T., Ruysschaert, G., Vandecasteele, B., Houot, S., Baken, S., Smolders, E., Coughon, M., Reheul, D., Merckx, R., 2016. The long term use of farmyard manure and compost: Effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **216**, 23-33.
- Van Hove, J., 1969. Variatie van het gehalte aan organisch materiaal en van de C/N-verhouding in de oppervlaktehorizonten van de bodems van laag-en midden-Belgie- Agregaat voor het hoger onderwijs. PhD thesis, Rijksuniversiteit-Gent, Gent.
- Vanongeval, L., Bries, J., Meykens, J., Boon, W., Vandendriessche, H., Geypens, M. 2000. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (1996-1999). *Bodemkundige Dienst van België*, 218 p.
- 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. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **70**, 33-45.
- Vermang, J. 2012. Erosion processes and physical quality of loamy soils as affected by reduced tillage. Ghent University. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent, Belgium.

- Viaene, J., 2016. Optimal valorization of organic-biological byproducts from the primary sector with a focus on composting. Ghent University. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent, Belgium.
- Vleeshouwers, L. M., Verhagen, A., 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Glob. Change Biol.* **8**, 519-530.
- Ward, S. E., Smart, S. M., Quirk, H., Tallowin, J. R. B., Mortimer, S. R., Shiel, R. S., Wilby, A., Bardgett, R. D., 2016. Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology* **22**, 2929-2938.
- Wesemael, B. v., Roelandt, S. L., Orshoven, J. V., 2005. Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. *Canadian Journal of Soil Science* **85**, 511-521.
- West, T. O., Post, W. M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**, 1930-1946.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. *Global Change Biology* **20**, 653-665.
- Willekens, K., Vandecasteele, B., Buchan, D., De Neve, S., 2014. Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. *Applied Soil Ecology* **82**, 61-71.
- Zhang, C., McGrath, D., 2004. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma* **119**, 261-275.

Contact

Tommy D'Hose, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek ILVO
Plant
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
T +32 9 272 26 69
tommy.dhose@ilvo.vlaanderen.be

Greet Ruysschaert, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek ILVO
Plant
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
T +32 9 272 26 98
greet.ruysschaert@ilvo.vlaanderen.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
[www.ilvo.vlaanderen.be/pers en media/ILVO mededelingen](http://www.ilvo.vlaanderen.be/pers%20en%20media/ILVO%20mededelingen)

Vermenigvuldiging of overname van gegevens toegestaan mits duidelijke bronvermelding.



Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.



Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 92
9820 Merelbeke - België

T +32 9 272 25 00
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be