



Vlaanderen
is open ruimte

Wisselwerking tussen de opbouw van bodem- organische stof en het risico op stikstofverliezen

COLOFON

Opdrachtgever:

Vlaamse Landmaatschappij
Koning Albert II-laan 15 bus 152
1210 Brussel

Uitvoerders:

Karoline D'Haene
ILVO
Burg. Van Gansberghelaan 109
Merelbeke-Melle

Georges Hofman
UGent – Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen
Coupure Links 653
9000 Gent

Depotnummer: D/2025/3241/292

INHOUD

Inhoud.....	1
Lijst met afkortingen en symbolen	3
Lijst met figuren.....	4
Lijst met tabellen	8
1 Inleiding	9
2 Opbouw van bodemorganische stof	10
2.1 Inleiding	10
2.2 Bodemorganisch stofgehalte en opbrengst.....	11
2.3 Minimale waarde, streefzone en stock van bodemorganische koolstof	16
✓ Minimum bodemorganisch stofgehalte	16
✓ Streefzones voor het organisch koolstofgehalte in Vlaanderen.....	16
✓ Evolutie van het organisch koolstofgehalte en koolstofstocks in Vlaanderen	18
3 Maatregelen voor de opbouw van bodemorganische stof.....	22
3.1 Inleiding	22
3.2 Effect van maatregelen op de opbouw van bodemorganische stof	23
✓ Organische bemesting.....	23
✓ Vanggewassen.....	26
✓ Biologische landbouw	27
✓ Teeltrotatie en oogstresten.....	28
✓ Teeltsystemen in grasland.....	31
✓ Teeltsysteem in akkerbouwteelten	32
✓ Niet-kerende bodembewerkingen	33
✓ Bekalking	34
✓ Irrigatie	34
✓ Biochar	35
3.3 Effect van maatregelen voor de opbouw van organische stof op de opbrengst	35
✓ Organische bemesting.....	35
✓ Vanggewassen.....	38
✓ Biologische landbouw	39
✓ Teeltrotatie en oogstresten.....	39
✓ Teeltsystemen in grasland.....	42
✓ Teeltsysteem in akkerbouwteelten	42
✓ Niet-kerende bodembewerkingen	42
✓ Bekalking	43
✓ Irrigatie	43
✓ Biochar	44
3.4 Conclusie	44
4 Bodemorganische stof en het risico op stikstofverliezen	45
4.1 Inleiding	45
4.2 Effect van maatregelen die bodemorganische stof opbouw en op stikstofverliezen	52
✓ Inleiding.....	52
✓ Organische bemesting.....	52

✓ Vanggewassen.....	66
✓ Biologische landbouw	68
✓ Teeltrotatie en oogstresten.....	70
✓ Teeltsystemen in grasland.....	75
✓ Teeltsysteem in akkerbouwsystemen	75
✓ Niet-kerende bodembewerkingen	76
✓ Bekalking	76
✓ Irrigatie.....	76
✓ Biochar	77
✓ Conclusie	77
5 Conclusie	79
6 Referenties	81
Bijlage: experimenten.....	95

LIJST MET AFKORTINGEN EN SYMBOLEN

BOC	bodemorganische koolstof	NH ₄ ⁺	ammonium
BOS	bodemorganische stof	nl.	namelijk
bv.	bijvoorbeeld	Nmin	minerale stikstof
C	koolstof	NO ₃ ⁻	nitraat
CaCO ₃	calciumcarbonaat	O	zuurstof
CDM	Commissie Deskundigen Meststoffenwet	o.a.	onder andere
cm	centimeter	OC	organische koolstof
DS	droge stofopbrengst	OM	organisch materiaal
EOC	effectieve organische koolstof	OS	organische stof
g	gram	o.w.v.	omwille van
GFT	groenten - fruit - tuinafval	P	fosfor
H	waterstof	pH	zuurtegraad
ha	hectare	PO ₄ ³⁻	fosfaat (orthofosfaat)
j	jaar	P ₂ O ₅	fosfaat (fosforpentoxide)
K ⁺	kalium	POS	particulare organische stof
kg	kilogram	SPEI	“Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index”
LULUCF	“Land Use, Land Use Change and Forestry”	TN	totale stikstof
m	meter	TOC	totale organische koolstof
MAOS	mineraal-geassocieerde organische stof	t.o.v.	ten opzichte van
MAP	MestActiePlan	VLM	Vlaamse Landmaatschappij
mg	milligram	VM	vers massa
MgCO ₃	magnesiumcarbonaat		
mm	millimeter	μ	micro
N	stikstof	%	percentage

LIJST MET FIGUREN

Figuur 1:	Schematische voorstelling van bodeminteracties gerelateerd aan bodemorganische stof (BOS). Grijs vakken met schuingedrukte tekst: eigenschappen en processen rechtstreeks beïnvloed door het BOS-gehalte; blauwe pijlen: effect van bodemleven; groene pijlen: bodemfysische effecten; rode pijlen: bodemchemische effecten; zwarte pijlen: effecten van bodemprocessen. Onderbroken pijlen: effecten op BOS (Naar: Reubens <i>et al.</i> , 2010).....	10
Figuur 2:	Verband tussen toename in bodemorganisch stofgehalte (BOS) (%) en opbrengstverhoging (%) (referentie is de opbrengst bij bemesting met alleen minerale meststoffen) (Bron: Hijbeek <i>et al.</i> , 2017b).....	12
Figuur 3:	Het effect van de teelt (links) en het tijdstip van zaaien (rechts) op de extra opbrengst (%) door het toedienen van organische meststoffen (geen stikstof-, fosfor- of kaliumtekort). De nummers geven het aantal datasets. De cirkels geven de gemiddelde extra opbrengst en de lijnen de 95% betrouwbaarheidsintervallen (Bron: Hijbeek <i>et al.</i> , 2017b).....	13
Figuur 4:	Het effect van a) de bodemtextuur, b) het bodemorganisch koolstofgehalte bij de start van het experiment, c) het klimaat en d) de toegediende jaarlijkse koolstofhoeveelheid op de extra opbrengst (%) door het toedienen van organische meststoffen (geen stikstof-, fosfor- of kaliumtekort). Klei is het percentage bodempartikels <2 µm. Klimaat is uitgedrukt met de CGIAR-CSI Global Aridity Index. Grotere punten hebben een lagere variantie en krijgen een groter gewicht. P (Δ intercepts) is de waarschijnlijkheid dat de constanten gelijk zijn. P (slope) is waarschijnlijkheid dat de richtingscoëfficiënten gelijk zijn aan 0 (Bron: Hijbeek <i>et al.</i> , 2017b).....	14
Figuur 5:	Opbrengst van regenafhankelijke kuilmaïs (ton ha ⁻¹) in functie van droogte, bodemtextuur (T2: bodems met een hoog zandpercentage; T3: bodems met een hoog leempercentage & T4: bodems met een hoog kleipcentage) en bodemorganisch stofgehalte (BOS) (g 100 g ⁻¹ bodem) (0 - 30 cm) (Verenigde Staten / 2000 - 2016) (Bron: Mahmood <i>et al.</i> , 2023).	15
Figuur 6:	Evolutie van de procentuele verdeling van het koolstofgehalte in 7 beoordelingsklassen van de (Bodemkundige Dienst van België) (zie Tabel 1) in Belgische akkerbouw- (boven) en graslandpercelen (onder) (Naar: Tits <i>et al.</i> , 2024).....	18
Figuur 7:	Organische koolstof- (org C) voorraden (ton ha ⁻¹) voor de 0 - 30 cm (boven) en 0 - 100 cm (onder) bodemlaag inclusief strooisellagen voor de verschillende landgebruikscategorieën van het Cmon-project (2022 - 2023) (Bron: Oorts <i>et al.</i> , 2023). ..	20
Figuur 8:	Gemiddelde totale aanvoer van effectieve organische koolstof uit landbouwteelten, vanggewassen en door aanwending van dierlijke mest (kg EOC ha ⁻¹ j ⁻¹) in 2022 (Bron: Sleutel & Van De Vijver, 2024).	21
Figuur 9:	Jaarlijkse koolstofopbouw (ton C ha ⁻¹ j ⁻¹) in functie van de jaarlijkse koolstofinput (ton C ha ⁻¹ j ⁻¹) via compost, stalmest of graanstro zoals gerapporteerd in verschillende Vlaamse en Europese veldexperimenten (Bron: D'Hose & Ruyschaert, 2017).	24
Figuur 10:	Evolutie van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) (0 - 23 cm) (links) en droge stofopbrengst van kuilmaïs (kg DS ha ⁻¹) zonder (C0) en met (C1) de toediening van compost en zonder (M-) en met (M+) de toediening van runderdrijfmest (43 ton ha ⁻¹) bovenop 100 kg N ha ⁻¹ minerale meststoffen (Bijlage experiment 1: zandleemperceel in Melle / 1997 - 2009) (Bron: Coughon <i>et al.</i> , 2010).	25
Figuur 11:	Evolutie van het bodemorganisch koolstofgehalte (% OC) (0 - 30 cm) met en zonder de toediening van GFT-compost (4 keer toegediend) bovenop de toediening van varkensdrijfmest (30 ton ha ⁻¹) voor aardappelen en gele mosterd (7 keer toegediend) (Bijlage experiment 2: lichte zandleembodem in Watripont / 1997 - 2009) (Bron: Bouckaert <i>et al.</i> , 2010).	26
Figuur 12:	Koolstofstocks (ton C ha ⁻¹) onder blijvend grasland, blijvend akkerland en een wisselbouwsysteem zoals gerapporteerd in de studies van van Eekeren <i>et al.</i> (2008) en Loiseau <i>et al.</i> (1996) (Bron: D'Hose & Ruyschaert 2017).	28
Figuur 13:	Evolutie van de voorraad van bodemorganische koolstof (kg BOC m ⁻²) in drie behandelingen. De error bars geven het 95% betrouwbaarheidsinterval. De korte en lange lijnen geven de lineaire regressie van respectievelijk 1959 - 1979 en 1959 - 2010 aan (Bijlage experiment 3 [Longs Tours experiment]: lichte leembodem in Gembloux / sinds 1959) (Bron: Buysse <i>et al.</i> , 2013b).	30
Figuur 14:	Het effect van teeltdiversificatie op de BOC-verandering (ton BOC ha ⁻¹) (laag en hoog zijn respectievelijk 3 en 5 - 6 teelten op 6 jaar) van pionierbedrijven die werken aan hun bodemkwaliteit t.o.v. gangbare bedrijven (Bron: Rosinger <i>et al.</i> , 2023).	31
Figuur 15:	Bodemorganische koolstof (g BOC kg ⁻¹) (0 - 23 cm) als functie van de afstand tot de akkerrand in de akkers met grensbeplanting (data van 11 Vlaamse percelen 15 - 47 jaar na aanplant). Rode lijn: transect loodrecht op de bomenrij en blauwe lijn: transect loodrecht op de boomloze rand. Grijs arcering toont 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: Pardon <i>et al.</i> , 2017).	33

Figuur 45:	Laagste en hoogste jaarlijkse uitgeloopte nitraatstikstofhoeveelheid ($\text{kg NO}_3^- \text{-N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) in verschillende teeltrotaties met en zonder vanggewassen (CC) op verschillende biologische proef- en praktijkpercelen (Bron: Hansen <i>et al.</i> , 2019).....	69
Figuur 46:	De bovengrondse opbrengst van maïs (ton ha^{-1}) (links) en de gemeten nitraatuitloging (kg N ha^{-1}) tijdens (april - oktober) en na de teelt van maïs (november - maart) in monocultuur of in teeltrotatie (rechts) (Bijlage experiment 22: kleiige zandbodem in Foulum / stikstofbemesting volgens Deense wetgeving / 2012 - 2018) (Bron: Zong <i>et al.</i> , 2024).	71
Figuur 47:	Opbrengst (kg ha^{-1}) en nitraatstikstofresidu gemeten in het najaar ($\text{kg NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$) (0 - 60 cm) bij de teelt van wintertarwe (WT) in monocultuur (Mono WT) of teeltrotatie met stikstoffixerend vanggewas (N-fix vang - WT - WT) of met koolzaad en erwt (WT - KZ - WT - erwt) in Canada (Bijlage experiment 23: zware zandleembodem in Swift Current / 1987 - 2015) (Bron: St. Luce <i>et al.</i> , 2020).....	72
Figuur 48:	Gemodelleerde nitraatuitloging ($\text{kg NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$) bij monocultuur maïs (Ref maïs) en een teeltrotatie maïs - tarwe (+ vanggewas) - soja (per teelt en rotatiegemiddelde) in Frankrijk (Bijlage experiment 24: lichte kleibodem in Rouffach / N-bemestingsdosis afhankelijk van de teeltvraag / 2009 - 2018) (Bron: Bockstaller <i>et al.</i> , 2024).....	72
Figuur 49:	Bodemorganisch koolstofconcentratie (g kg^{-1}) (0 - 30 cm) (boven). De nitraatstikstofhoeveelheid ($\text{kg NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$) (0 - 30, 30 - 60 en 60 - 90 cm) (onder). De gekleurde balken onderaan geven de periode van de verschillende teelten weer. De verticale lijnen geven de bemestingsdata. De hoogte van de diamanten geeft de toegediende stikstofhoeveelheid weer. Sterren duiden op significante verschillen tussen de verschillende behandelingenbehandeling voor een specifiek staalnametijdstip (Bijlage experiment 15: zware leembodem in Gembloux / sinds 2008) (Bron: Hiel <i>et al.</i> , 2018).	74

LIJST MET TABELLEN

Tabel 1:	Beoordeling van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) voor akkers (staalnamediepte van 23 cm) en graslandpercelen (staalnamediepte van 6 cm) in functie van de textuurklasse (Bodemkundige Dienst van België) (Bron: Tits <i>et al.</i> , 2024).	17
Tabel 2:	Streefzone van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) voor akkers in functie van de textuurklasse in het kader van de ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte' (Bron: Anonymus, 2024c).	17
Tabel 3:	Aanvoer van totale organische koolstof (TOC) en effectieve organische koolstof (EOC) per 10 ton vers materiaal (VM), EOC t.o.v. TOC (%), aanvoer van stikstof (N) en fosfaat (P ₂ O ₅) per ton VM (gesorteerd volgens afnemende aanvoer van EOC) (Bronnen: Anonymus, 2014 & 2024a).	23
Tabel 4:	Aanvoer van effectieve organische koolstof (kg EOC ha ⁻¹) via de inzaai van vanggewassen in functie van het zaaitijdstip (Bron: Anonymus, 2024a).	27
Tabel 5:	Aanvoer van effectieve organische koolstof (kg EOC ha ⁻¹) van verschillende teelten (Bron: Anonymus, 2024a).	29
Tabel 6:	Koolstofpercentage (BOC %) (meting van 2020) en opbrengst van savooikolen en rode bieten in 2021 (16 jaar na de start). Gelijke letters per kolom duiden op niet-significante verschillen (Bijlage experiment 8: lichte leembodem in Sint-Katelijne-Waver / gelijke koolstoftoediening via organische meststoffen om de 2 of 3 jaar + stikstoftoediening op basis van de teelt / sinds 2006) (Bron: Elsen, 2022).	36
Tabel 7:	Maandelijkse stikstofmineralisatie (kg N ha ⁻¹) in functie van de bodemtextuur en het bodemorganische koolstofgehalte (% BOC) (Bron: N-(eco) ² , 2002).	45
Tabel 8:	Gemiddelde minerale stikstofhoeveelheid in het najaar (kg Nmin ha ⁻¹) (0 - 120 cm) voor de verschillende behandelingen in de periode 2001 - 2013 en 2014 - 2018. De waarden met dezelfde letter per kolom zijn niet-significant verschillend (P < 0.05) (Bijlage experiment 19: zware leembodem in Colmar / 2001 - 2018) (Bron: Chen <i>et al.</i> , 2022).	58
Tabel 9:	Gemiddelde toename van het nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) in het najaar 9 tot 12 jaar na de start van het experiment (2004 - 2009) als gevolg van compostgift (22.5 ton ha ⁻¹) met / zonder de toediening van drijfmest (42 ton drijfmest ha ⁻¹) en / of minerale meststoffen (kg N ha ⁻¹) (Bijlage experiment 1: zandleembodem in Melle / monocultuur maïs / vaste N-bemestingshoeveelheden / 1997 - 2009) (Bron: Coughon <i>et al.</i> , 2010).	58
Tabel 10:	Bodemorganisch koolstofgehalte (BOC) (%), opbrengst (ton ha ⁻¹) en nitraatstikstofhoeveelheid in de bodem (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) gedurende het teeltseizoen 2013 bij de teelt van biologische aardappelen 10 jaar na de start van de meerjarige proef) (Bijlage experiment 18: zandleembodem in Beitem / 2003 - 2016) (Bronnen: Beeckman, 2014; Vlado, 2014).	59
Tabel 11:	Gemiddelde nitraatstikstofresidu's (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) op het proefbedrijf biologische landbouw in Beitem en Vlaanderen gemeten in de sperperiode van 2020 (Bronnen: Delanote, 2020; Anonymus, 2023a).	68
Tabel 12:	Residuele minerale stikstof (Nmin ha ⁻¹) (0 - 75 cm) bij de oogst, maximum nitraatconcentratie in het drainagewater (mg NO ₃ -N l ⁻¹) en totale uitgeloopte stikstofhoeveelheid (nitraat + ammonium) (kg N ha ⁻¹) in het jaar waarin wintertarwe geteeld werd in monocultuur of in teeltrotatie na aardappelen of maïs (N-bemestingshoeveelheid= 144 kg N ha ⁻¹ j ⁻¹) (Bijlage experiment 14: lichte kleibodem in Rothamsted / sinds 1843) (Bron: Goulding <i>et al.</i> , 2020).	71

1 INLEIDING

Bij het behoud van bodemkwaliteit wordt in de eerste plaats gedacht aan het behoud en / of herstel van een voldoende hoeveelheid bodemorganische stof (BOS)¹. Bodemorganische stof heeft een gunstige invloed op zowel de fysische, chemische als biologische bodemkwaliteit. Door afbraak van het BOS en recent toegediend organisch materiaal (OM)² komt er stikstof (N) vrij. Indien deze N in het najaar als nitraat (NO₃⁻-N) in de bodem aanwezig is, is er een risico op NO₃⁻-uitloging tijdens de winter. De onderzoeksvragen van deze literatuurstudie zijn:

- Wat zijn de streefzones voor bodemorganische koolstof (BOC) in Vlaanderen? Wat is de evolutie van de BOC-concentratie in Vlaamse bodems?
- Welke maatregelen verhogen de BOS-concentratie bij de Vlaamse bodemeigenschappen en klimaat?
- Wat is het effect van deze maatregelen op de BOS-hoeveelheid en de teeltopbrengst?
- Wat is het effect van deze maatregelen op de N-vrijstelling, het NO_3^- -N-residu in de bodem en het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winter?

¹ Bodem organische stof (BOS) is de organische fractie van de bodem <2 mm. Naast organische koolstof (OC) bestaat BOS zoals alle organische verbindingen in de natuur voornamelijk uit zuurstof (O), waterstof (H) en stikstof (N) (Anonymus, 2008).

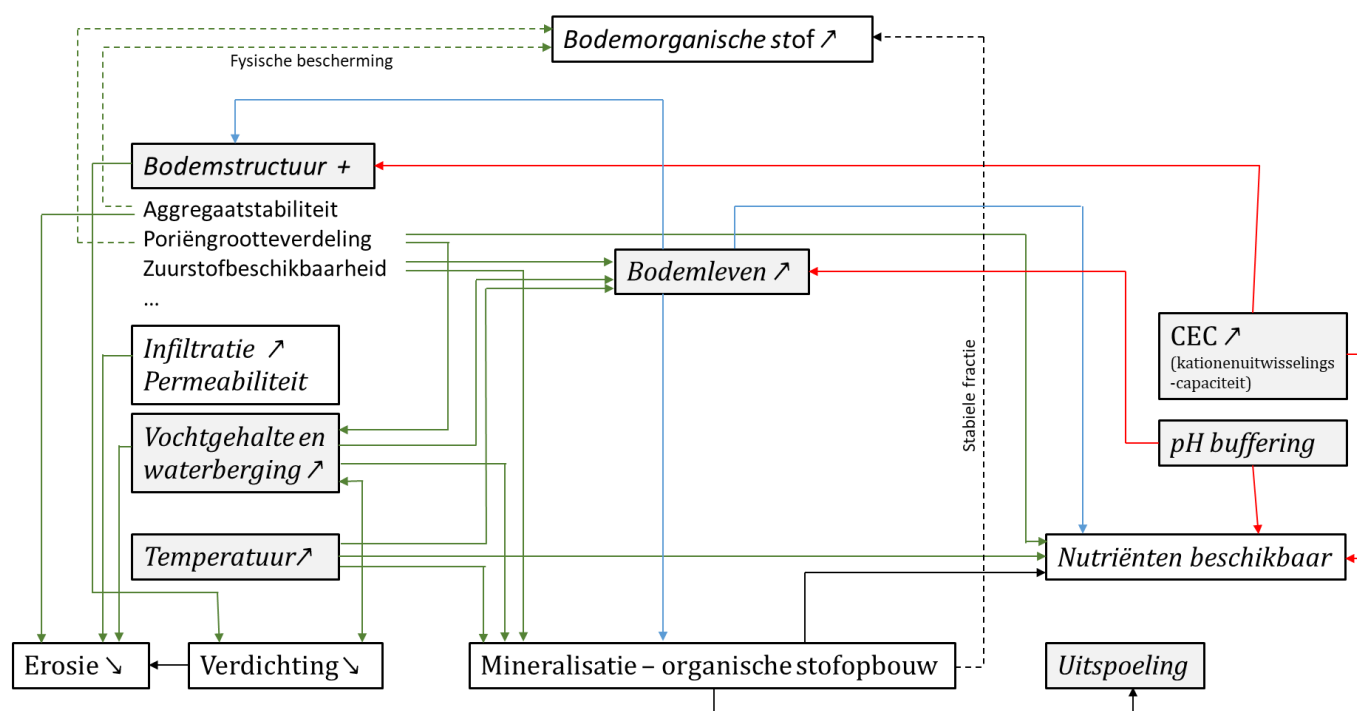
Bodemorganische koolstof (BOC) is de koolstof (C) aanwezig in bodemorganische stof. Bodemorganische koolstof maakt ongeveer de helft uit van het totale gewicht van de BOS in landbouwbodems. Naast BOC bevatten bodems met een hoge pH eveneens anorganische C onder de vorm van CaCO_3 (calciumcarbonaat) of MgCO_3 (magnesiumcarbonaat) (Sleutel *et al.*, 2007; Anonymus, 2008).

² De term 'organisch materiaal' (OM) wordt voor verse plantenresten, mest, compost, ... voorbehouden (Anonymus, 2014).

2 OPBOUW VAN BODEMORGANISCHE STOF

2.1 INLEIDING

Op landbouwpercelen komen belangrijke hoeveelheden afgestorven bladeren, wortels, organische meststoffen, enz. op of in de bodem terecht. Dit OM wordt door bodemorganismen zoals regenwormen kleiner gemaakt en door micro-organismen -vnl. bacteriën en schimmels- verder afgebroken. Wanneer deze afgebroken en getransformeerd zijn tot op een punt waarbij hun originele stadium onherkenbaar is geworden, wordt dit OM BOS genoemd. De aanwezigheid van BOS speelt een zeer belangrijke rol in het behoud van de bodemkwaliteit. Zowat alle dynamische bodemeigenschappen, zowel chemische, fysische als biologische worden door BOS beïnvloed (Figuur 1) (Mulier *et al.*, 2006; Bodemkundige Dienst van België & UGent, 2008; Reubens *et al.*, 2010; Anonymus, 2014; Cotrufo *et al.*, 2021).



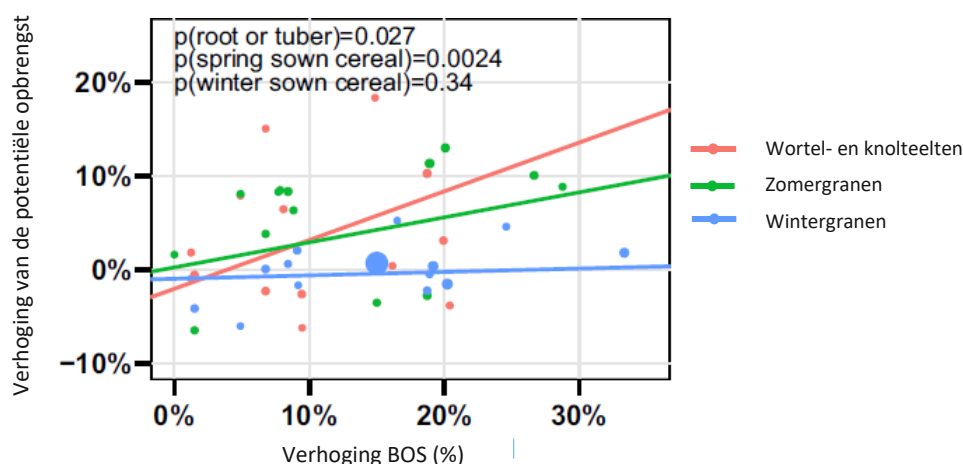
Figuur 1: Schematische voorstelling van bodeminteracties gerelateerd aan bodemorganische stof (BOS). Grijze vakken met schuingedrukte tekst: eigenschappen en processen rechtstreeks beïnvloed door het BOS-gehalte; blauwe pijlen: effect van bodemleven; groene pijlen: bodemfysische effecten; rode pijlen: bodemchemische effecten; zwarte pijlen: effecten van bodemprocessen. Onderbroken pijlen: effecten op BOS (Naar: Reubens *et al.*, 2010).

2.2 BODEMORGANISCH STOFGEHALTE EN OPBRENGST

Naast het nutriënteneffect van een hoger BOS-gehalte kan er ook een niet-nutriënteneffect zijn o.w.v. de positieve impact op de bodemkwaliteit. Hijbeek *et al.* (2017b) voerden een meta-data-analyse uit met gegevens van 20

⁵ **Stikstofmineralisatie** is het proces waarbij organische verbindingen (vb. gewasresten, compost, dierlijke mest, BOS) in of op de bodem door micro-organismen in anorganische (minerale) verbindingen worden omgezet. Aangezien de mineralisatie van koolstof (C) en stikstof (N) gekoppeld zijn, wordt afhankelijk van de C:N-verhouding van organisch materiaal N vrijgezet of geïmmobiliseerd. Stikstofmineralisatie en -immobilisatie gebeuren gelijktijdig en het resultaat van deze 2 processen is de netto-N-mineralisatie. Een deel van het vers toegediend OM wordt echter niet geheel afgebroken, maar gaat deel uitmaken van de BOS (Mulier *et al.*, 2006; Reubens *et al.*, 2010; Anonymus, 2014; De Neve, 2017).

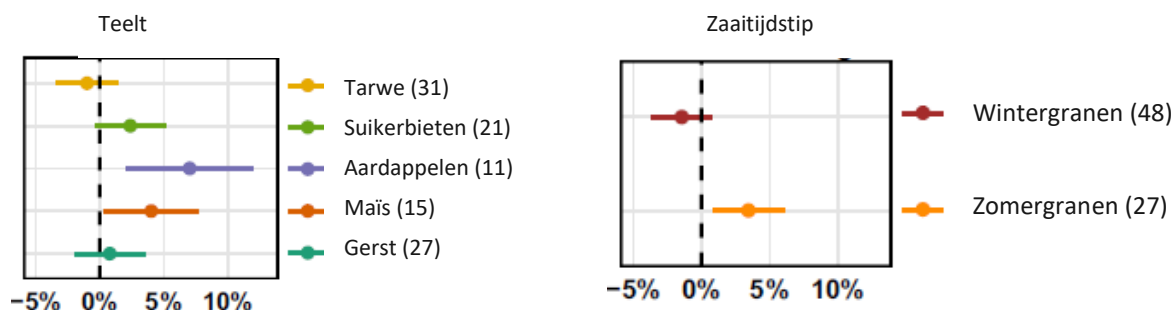
Europese lange termijn proeven (minstens metingen van 5 jaar beschikbaar) waarbij het additionele opbrengsteffect van het toevoegen van organische meststoffen, vanggewassen en oogstresten bij akkerbouwgewassen werd onderzocht. Om het extra opbrengsteffect door de toevoeging van organische inputs te onderscheiden van een nutriënteneffect, werden voor de analyse enkel percelen met een voldoende P- en kalium- (K) voorraad geselecteerd. Voor een subset van de experimenten kon de toename van het BOS-gehalte sinds de start van het experiment berekend worden. In functie van de toename van het BOS-gehalte werd er door de extra toediening van organische inputs t.o.v. enkel minerale meststoffen geen effect op de opbrengst van wintergranen en het grootste effect bij wortel- en knolgewassen (vb. aardappelen) vastgesteld (Figuur 2) (Hijbeek *et al.*, 2017b).



Figuur 2: Verband tussen toename in bodemorganisch stofgehalte (BOS) (%) en opbrengstverhoging (%) (referentie is de opbrengst bij bemesting met alleen minerale meststoffen) (Bron: Hijbeek *et al.*, 2017b).

Om het extra opbrengsteffect door de toevoeging van organische inputs te analyseren, werden er N-responscurves met en zonder het gebruik van organische inputs opgesteld zodat het additionele effect het verschil is van het optimum van de 2 responscurves. De meta-data-analyse toonde dat over alle experimenten heen de gemiddelde extra opbrengst van organische inputs niet-significant was ($+1.4\% \pm 1.6\%$ (95% betrouwbaarheidsinterval)). In specifieke gevallen echter verhoogden organische inputs de haalbare opbrengsten (Figuur 3) (Hijbeek *et al.*, 2017b).

De meta-data-analyse bevestigt dat de mogelijke voordelen van organische inputs en een hoger BOS-gehalte die verder gaan dan de geleverde nutriënten hoger is bij wortel- en knolgewassen dan bij granen (Figuur 3 links). De reden hiervoor is dat wortel- en knolgewassen meer afhankelijk zijn van de bodemstructuur voor hun succesvolle teelt en oogst (Hijbeek *et al.*, 2017b). Ook het verschil tussen zomer- en wintergranen (Figuur 3 rechts) kan aan de wortelgroei gelinkt zijn. Zomergranen hebben immers minder tijd ter beschikking om de ontwikkeling van het wortelgestel te laten plaatsvinden (Nawara *et al.*, 2021).



Figuur 3: Het effect van de teelt (links) en het tijdstip van zaaien (rechts) op de extra opbrengst (%) door het toedienen van organische meststoffen (geen stikstof-, fosfor- of kaliumtekort). De nummers geven het aantal datasets. De cirkels geven de gemiddelde extra opbrengst en de lijnen de 95% betrouwbaarheidsintervallen (Bron: Hijbeek *et al.*, 2017b).

Gewassen geteeld op meer zandige bodems vertonen een positief effect van organische inputs, terwijl meer klei-achtige bodems neutrale of negatieve opbrengsteffecten hebben (Figuur 4a). Zandbodems hebben normaal gesproken een lager opbrengstpotentieel gelinkt aan een slechtere bodemstructuur, die kan worden verbeterd door het toevoegen van organische inputs. Bodems met een laag BOS-gehalte zouden naar verwachting ook meer profiteren van organische inputs, maar dit is niet zichtbaar in de resultaten (Figuur 4b). Er is echter onzekerheid verbonden aan het vergelijken van BOS-gehalten over 20 experimenten o.w.v. de verschillende meetdieptes en -methodes (Hijbeek *et al.*, 2017b).

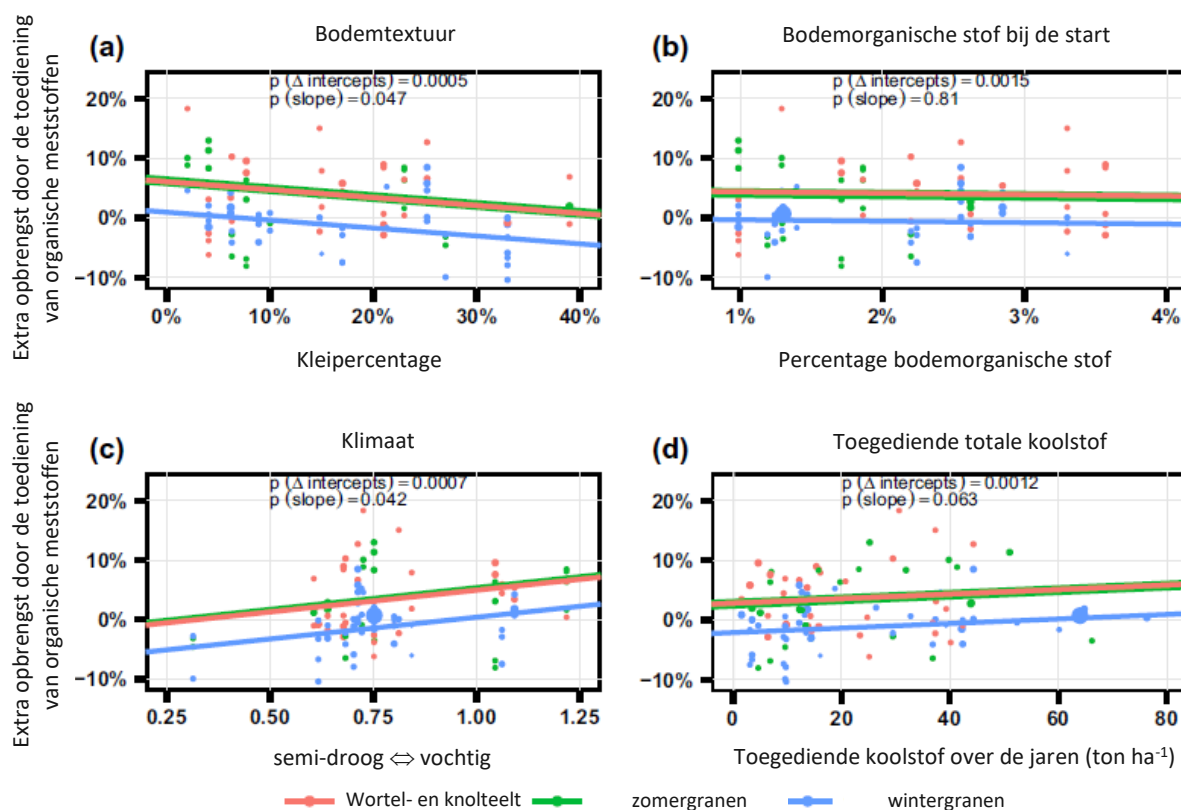
De 20 experimenten verschillen in het type en de hoeveelheden organische inputs die jaarlijks toegepast worden en in de duur van de experimenten. Na omrekening van alle organische inputs naar totaal C (ton C ha⁻¹, gecumuleerd over de jaren), werd er geen significant verband tussen de totale C-input en het opbrengsteffect gevonden (Figuur 4d) (Hijbeek *et al.*, 2017b).

Voor elk experiment werd het klimaat uitgedrukt met behulp van de CGIAR-CSI Global Aridity Index⁶. Hogere waarden duiden op lagere temperaturen met meer neerslag, terwijl lagere getallen duiden op hogere temperaturen met minder neerslag. Teelten in nattere klimaten profiteren het meest van organische inputs (Figuur 4c). Mogelijk konden extra opbrengsteffecten door organische inputs in droge klimaten niet bevestigd worden omdat er geen zeer droge klimaten in de dataset aanwezig waren (Hijbeek *et al.*, 2017b). Mahmood *et al.* (2023) vonden echter dat het positief effect van het BOS-gehalte op de opbrengst van regenafhankelijke maïs in de Verenigde staten (2000 - 2016) het grootst was bij (zeer) droge weersomstandigheden (Figuur 5). De droogte werd op basis van de "Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index" (SPEI)⁷ mei - augustus berekend (Mahmood *et al.*, 2023). De hogere opbrengst bij hogere BOS-gehalten in droge omstandigheden kan aan de extra waterbergingscapaciteit en

⁶ De meeste lange termijn experimenten (16) hadden een vochtig klimaat (index >0.65), drie experimenten een droog subvochtig klimaat (index 0.5 - 0.65), één een semi-aride klimaat (0.2 - 0.5) en geen enkel droog of hyperdroog klimaat (index <0.2) (Hijbeek *et al.*, 2017b).

⁷ Om de "Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index" (SPEI) te kunnen berekenen, wordt elke dag de neerslaghoeveelheid gemeten en wordt er berekend hoeveel water er boven een standaard meetveld verdampt. Vervolgens wordt de actuele hoeveelheid vergeleken met de normale verdeling die wordt bepaald uit de historische tijdreeks. Het getal dat hieruit volgt, wordt naar de droog/nat-classificatie vertaald (zeer droog= SPEI < -1.02; droog= -1.02 ≤ SPEI ≤ -0.46; gematigd droog= -0.46 ≤ SPEI ≤ 0.10 en normaal= SPEI ≥ 0.10) (KNMI, 2021; Mahmood *et al.*, 2023).

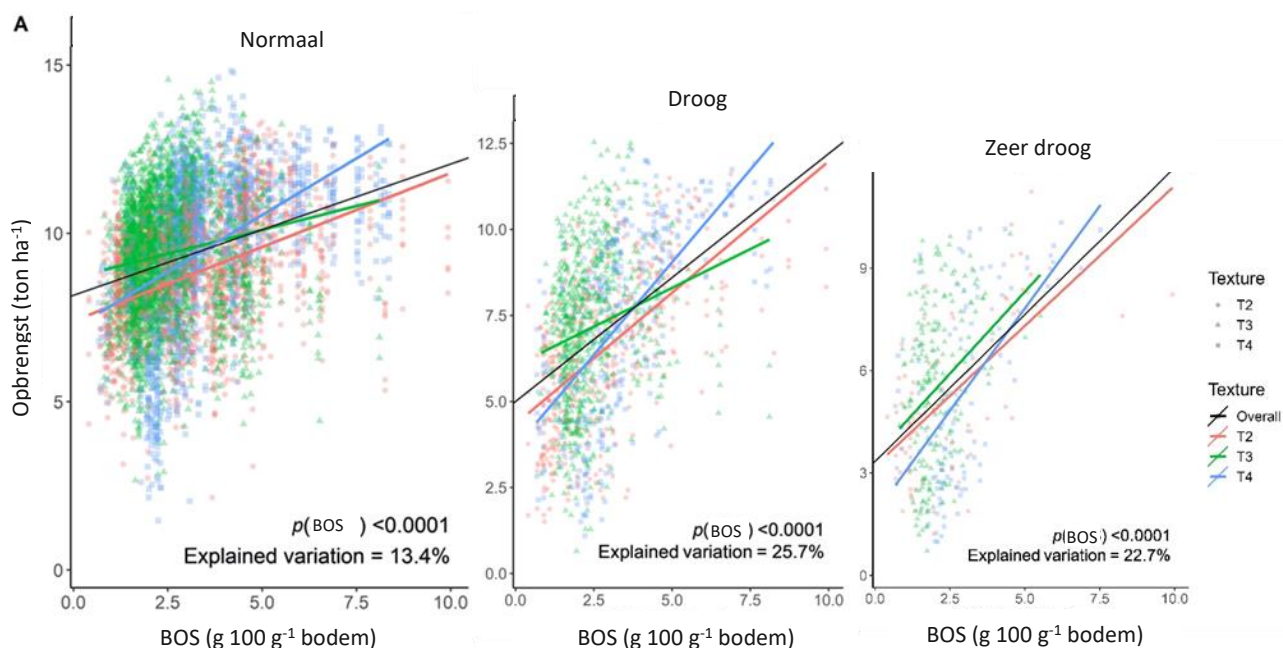
gemakkelijk beschikbaar water toegeschreven worden. De toename is het hoogst voor zandbodems en hangt af van het BOS-gehalte bij de start (Minasny & McBratney, 2018; Lal, 2020a). De toename is te verklaren door het feit dat bij een stijging van het BOS-gehalte er een grotere toename is van het watergehalte bij veldcapaciteit⁸ dan bij het verwelkingspunt⁹ (Lal, 2020a).



Figuur 4: Het effect van a) de bodemtextuur, b) het bodemorganisch koolstofgehalte bij de start van het experiment, c) het klimaat en d) de toegediende jaarlijkse koolstofhoeveelheid op de extra opbrengst (%) door het toedienen van organische meststoffen (geen stikstof-, fosfor- of kaliumtekort). Klei is het percentage bodempartikels <2 μm . Klimaat is uitgedrukt met de CGIAR-CSI Global Aridity Index. Grotere punten hebben een lagere variantie en krijgen een groter gewicht. P (Δ intercepts) is de waarschijnlijkheid dat de constanten gelijk zijn. P (slope) is waarschijnlijkheid dat de richtingscoëfficiënten gelijk zijn aan 0 (Bron: Hijbeek *et al.*, 2017b).

⁸ Veldcapaciteit= het bodemvochtgehalte 2 tot 3 dagen na regen of irrigatie.

⁹ Verwelkingspunt= het vochtgehalte van de bodem waarbij de plant geen water meer uit de bodem kan opnemen.



Figuur 5: Opbrengst van regenafhankelijke kuilmaïs (ton ha⁻¹) in functie van droogte, bodemtextuur (T2: bodems met een hoog zandpercentage; T3: bodems met een hoog leempercentage & T4: bodems met een hoog kleipcentage) en bodemorganisch stofgehalte (BOS) (g 100 g⁻¹ bodem) (0 - 30 cm) (Verenigde Staten / 2000 - 2016) (Bron: Mahmood *et al.*, 2023).

De meta-data-analyse van Hijbeek *et al.* (2017b) duidt op een grote variatie van het positief effect van de toediening van organische inputs en hogere BOS-gehaltes. De opbrengstverhoging is immers afhankelijk van de teelt, bodemeigenschappen, het weer en het type van organische input (zie verder). Aangezien vele factoren de teeltopbrengst beïnvloeden worden er soms onverwachte correlaties vastgesteld. Bv. voor wintergranen werd er een niet-significant negatief effect met de toediening van organische inputs vastgesteld (Figuur 3 rechts). Ook in Denemarken werd er op landbouwpercelen bij een optimale N-bemestingshoeveelheid een negatief effect van het BOS-gehalte op de opbrengst van wintergranen geconstateerd. Mogelijke verklaringen voor het negatief effect bij N-bemesting zijn de BOS-kwaliteit en -beschikbaarheid, het moedermateriaal, het beheer van de percelen en de bodemtextuur. Deense melkveebedrijven hebben zandbodems met hogere BOS-gehaltes o.w.v. hun hogere toediening van dierlijke mest en hun teelrotatie met grasland maar met een lagere pH terwijl akkerbouwbedrijven bodems met lagere BOS-gehaltes hebben maar meer aandacht voor de pH. De pH van de bodem heeft een grotere impact op de opbrengsten dan het BOS-gehalte (Oelofse *et al.*, 2015; Schjønning *et al.*, 2018). Bij het bijeenbrengen van metingen op verschillende locaties moet dus bij het trekken van conclusies rekening gehouden worden met de mogelijke impact van verschillende parameters.

2.3 MINIMALE WAARDE, STREEFZONE EN STOCK VAN BODEMORGANISCHE KOOLSTOF

- ✓ Minimum bodemorganisch stofgehalte

Het vaststellen van minimum- of drempelwaarden voor het BOS-gehalte kan een belangrijke leidraad zijn voor landbouwers en beleidsmakers (Verheijen *et al.*, 2005; Hijbeek *et al.*, 2017a). Het opstellen van een algemeen minimum BOS-gehalte is echter niet evident. Tussen vele bodemeigenschappen en het BOS-gehalte bestaan er kwantitatieve verbanden, maar de meeste relaties zijn complex en niet lineair. Een bijkomend probleem is de grote diversiteit in de BOS-samenstelling. Niet elke fractie heeft eenzelfde waarde: zeer recente OS is veel labiel dan oude stabiele OS en draagt mogelijk minder bij aan de bodemfuncties. Het is dus niet mogelijk om één algemene minimumwaarde voor het BOS-gehalte in de wortelzone voorop te stellen wegens de enorme variatie in klimaat- en bodemtypes. Het voorstellen van grenswaarden is slechts zinvol als ze gedefinieerd worden voor geografisch zeer beperkte gebieden (Bodemkundige Dienst van België & UGent, 2008).

Het vroeger vaak vooropgestelde percentage van 2% bodemorganische koolstof (BOC) als kritische waarde voor het optimaal functioneren van een bodem in gematigde klimaten is dus zeker niet altijd representatief (Bodemkundige Dienst van België & UGent, 2008; Lal, 2020b; Ma *et al.*, 2023). Een aantal auteurs hebben geprobeerd om minimum- of drempelwaarden voor BOC voor opbrengst vast te stellen op basis van verschillende benaderingen zoals informatie uit bodemmetingen, literatuuronderzoeken, modellering van het BOS-gehalte, expertkennis of een combinatie hiervan. Vaak zijn de drempelwaarden gerelateerd aan waargenomen verliezen in aggregaatstabiliteit of directe verliezen in opbrengst. De voorgestelde drempelwaarden variëren van 0.6 tot 3% BOC (Spink *et al.*, 2010; Hijbeek *et al.*, 2017a).

Wanneer de voorgestelde drempelwaarden afhankelijk van de bodemtextuur zijn, worden meestal hogere waarden gegeven voor bodems met meer klei (Verheijen *et al.*, 2005; Lal, 2020b). In regio's met een vergelijkbaar klimaat resulteert dezelfde OM-input immers in een hoger BOS-gehalte in bodems met een hoger kleigehalte. De mineralisatiesnelheid is lager in klei- dan zandbodems zodat het gemakkelijker is om het BOS-gehalte in bodems met meer klei te verhogen dan in zandbodems. Het BOS-gehalte bij evenwicht of de capaciteit voor BOS-opslag is hoger bij klei- dan zandbodems (Hassink, 1995; Müller & Höper, 2003; Van Wesemael *et al.*, 2019; Wiesmeier *et al.*, 2023). Omwille van de link tussen het klei- en BOC-gehalte wordt door Johannes *et al.* (2017) voorgesteld om de BOC:klei-verhouding van bodems te beoordelen. Een BOC:klei-verhouding van 1:10 is de grens tussen goede en gemiddelde structuurkwaliteit en dus richtwaarde voor het bodembeheer door landbouwers. Een BOC:klei-verhouding van 1:13 is de minimale waarde voor landbouwpercelen (Johannes *et al.*, 2017; Prout *et al.*, 2020).

✓ Streefzones voor het organisch koolstofgehalte in Vlaanderen

Voor het beoordelen van de bodemvruchtbaarheid en de berekening van bemestingsadviezen worden door de Bodemkundige Dienst van België zeven beoordelingsklassen van het BOC-gehalte gehanteerd, van zeer laag tot zeer hoog (Tabel 1). Voor BOC wordt voor deze laatste klasse de term 'veenachtig' gehanteerd. De beoordelingsklassen en streefzones zijn opgesteld op basis van proefvelddata gekoppeld aan een grootschalige inventarisatie van de relatieve opbrengsten van diverse teelten in functie van de bodemtextuur en het gemeten BOC-gehaltes.

aangevuld met jarenlange praktijkervaring. De beoordelingsklassen en streefzones voor het BOC-gehalte zijn gerelateerd aan het landgebruik (akkerland of weiland) en aan de bodemtextuur. Voor weiland liggen de streefwaarden hoger dan voor akkerland. Dit wordt verklaard door het feit dat op weiland een hoge en continue N-levering, gerelateerd aan een hoger BOC-gehalte, bijdraagt tot een hogere productiviteit (Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008; Tits *et al.*, 2024). Daarenboven dient opgemerkt te worden dat de bemonsteringsdiepte van grasland tot 6 cm beperkt is terwijl de streefzones van akkerbouwpercelen tot 23 cm diep opgesteld zijn.

In Tabel 2 staan de streefzones van het BOC-gehalte (%) voor akkerbouwpercelen in functie van de textuurklasse in het kader van de ecoregeling ‘Verhogen organische koolstofgehalte’ (Anonymus, 2024c). Deze streefzones zijn grotendeels gebaseerd op onderzoek uitgevoerd door Körschens *et al.* (1998) op basis van verschillende lange termijn veldexperimenten in Noord-West Europa. Enkel voor zandgronden zijn de lage streefwaarden, met name 0.9 - 1.0% BOC o.w.v. milieuproblemen gerelateerd aan N-verliezen aangepast om toch een voldoende hoge bodemvruchtbaarheid te garanderen (Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008). De streefzones voor zandleem- en leembodems op basis van beide methodes stemmen goed overeen (Tabel 1 en Tabel 2). Voor kleibodems is de bovengrens van de streefzone bij de ecoregeling lager dan deze bij de Bodemkundige Dienst van België. Voor zandbodems is de ganse streefzone in het kader van de ecoregeling lager dan van de Bodemkundige Dienst van België. Zandbodems in de Kempen en in het Noordwestelijk deel van de zandstreek hebben hoge BOC-gehalten die verklaard kunnen worden door de specifieke historiek van plaggenbeheer enerzijds en door de uitgebreide recente conversie van grasland naar akkerland anderzijds (Sleutel *et al.*, 2006; Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008). De Bodemkundige Dienst van België hield bij het bepalen van de streefzones rekening met de hoge BOC-gehalten van deze zandbodems om een verdere daling van de BOC-gehalten van deze zandbodems te beperken (Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008).

Tabel 1: Beoordeling van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) voor akkers (staalnamediepte van 23 cm) en graslandpercelen (staalnamediepte van 6 cm) in functie van de textuurklasse (Bodemkundige Dienst van België) (Bron: Tits *et al.*, 2024).

Beoordeling	Akkers			Grasland	
	Zand	Zandleem - leem	Klei	Alle texturen behalve leem	Leem
Zeer laag koolstofgehalte	< 1.2	< 0.8	< 1.0	< 2.0	< 1.5
Laag koolstofgehalte	1.2 - 1.4	0.8 - 0.9	1.0 - 1.2	2.0 - 2.9	1.5 - 2.0
Tamelijk laag koolstofgehalte	1.5 - 1.7	1.0 - 1.1	1.3 - 1.5	3.0 - 3.5	2.1 - 2.5
Streefzone koolstofgehalte	1.8 - 2.8	1.2 - 1.6	1.6 - 2.6	3.6 - 5.5	2.6 - 4.2
Tamelijk hoog koolstofgehalte	2.9 - 4.5	1.7 - 3.0	2.7 - 4.5	5.6 - 7.0	4.3 - 6.5
Hoog koolstofgehalte	4.6 - 10.0	3.1 - 7.0	4.6 - 10.0	7.1 - 10.0	6.6 - 9.0
Veenachtig	> 10.0	> 7.0	> 10.0	> 10.0	> 9.0

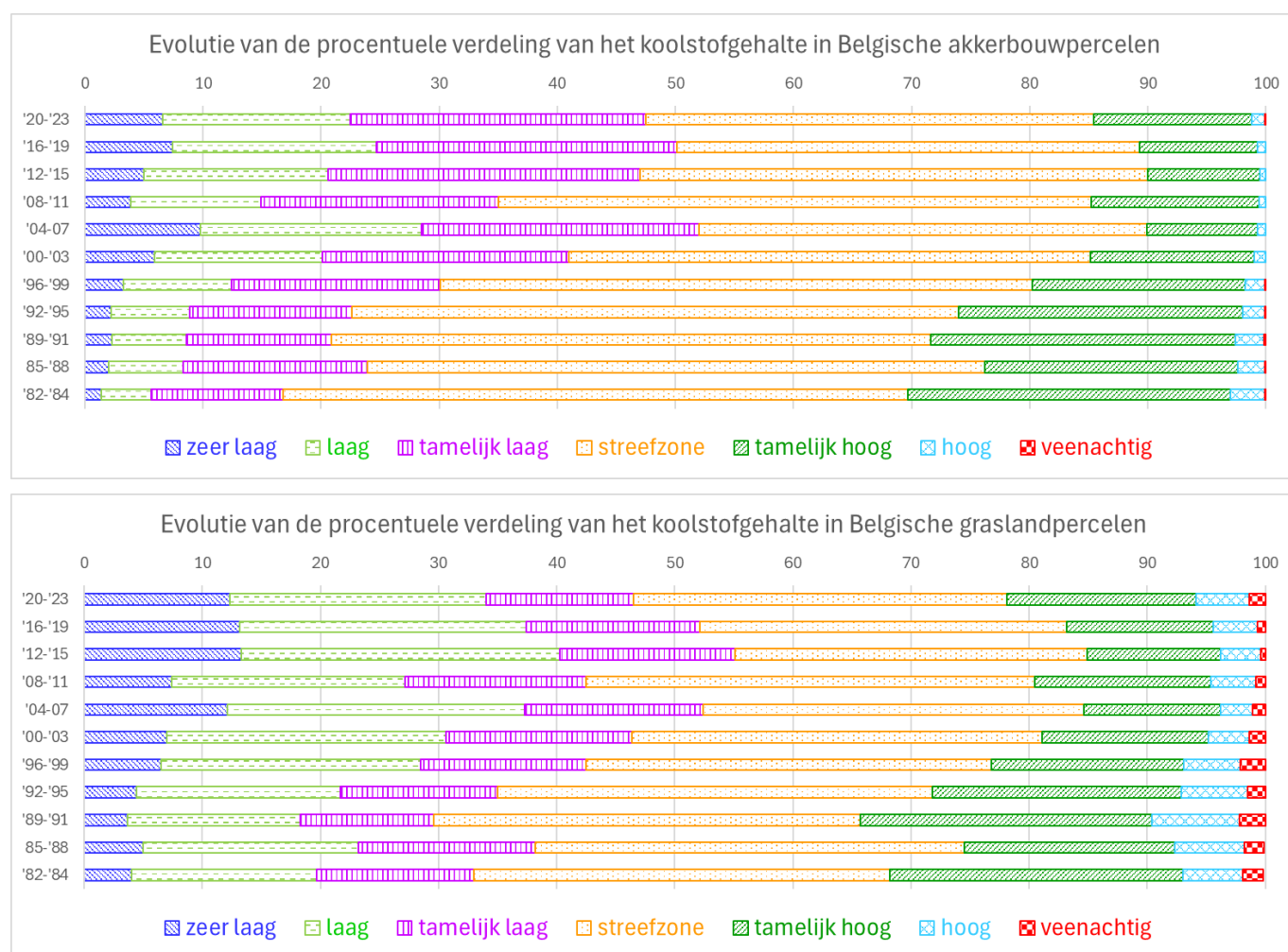
Tabel 2: Streefzone van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) voor akkers in functie van de textuurklasse in het kader van de ecoregeling ‘Verhogen organische koolstofgehalte’ (Bron: Anonymus, 2024c).

Zand	Zandleem	Leem	Klei
1.2 - 1.9	1.0 - 1.5	1.3 - 1.7	1.6 - 2.1

✓ Evolutie van het organisch koolstofgehalte en koolstofstocks in Vlaanderen

In Vlaanderen wordt het BOC-gehalte jaarlijks gemeten op tienduizenden praktijkpercelen. In de periode 1950 - 1980 namen zowel in akkerland als in grasland de BOC-gehalten toe. Deze toename werd in hoofdzaak veroorzaakt door een sterke uitbreiding van de veestapel en een continue stijging van de plantaardige productie waardoor meer oogstresten op het veld achterbleven (Bodemkundige Dienst van België & UGent, 2008; Anonymus, 2014).

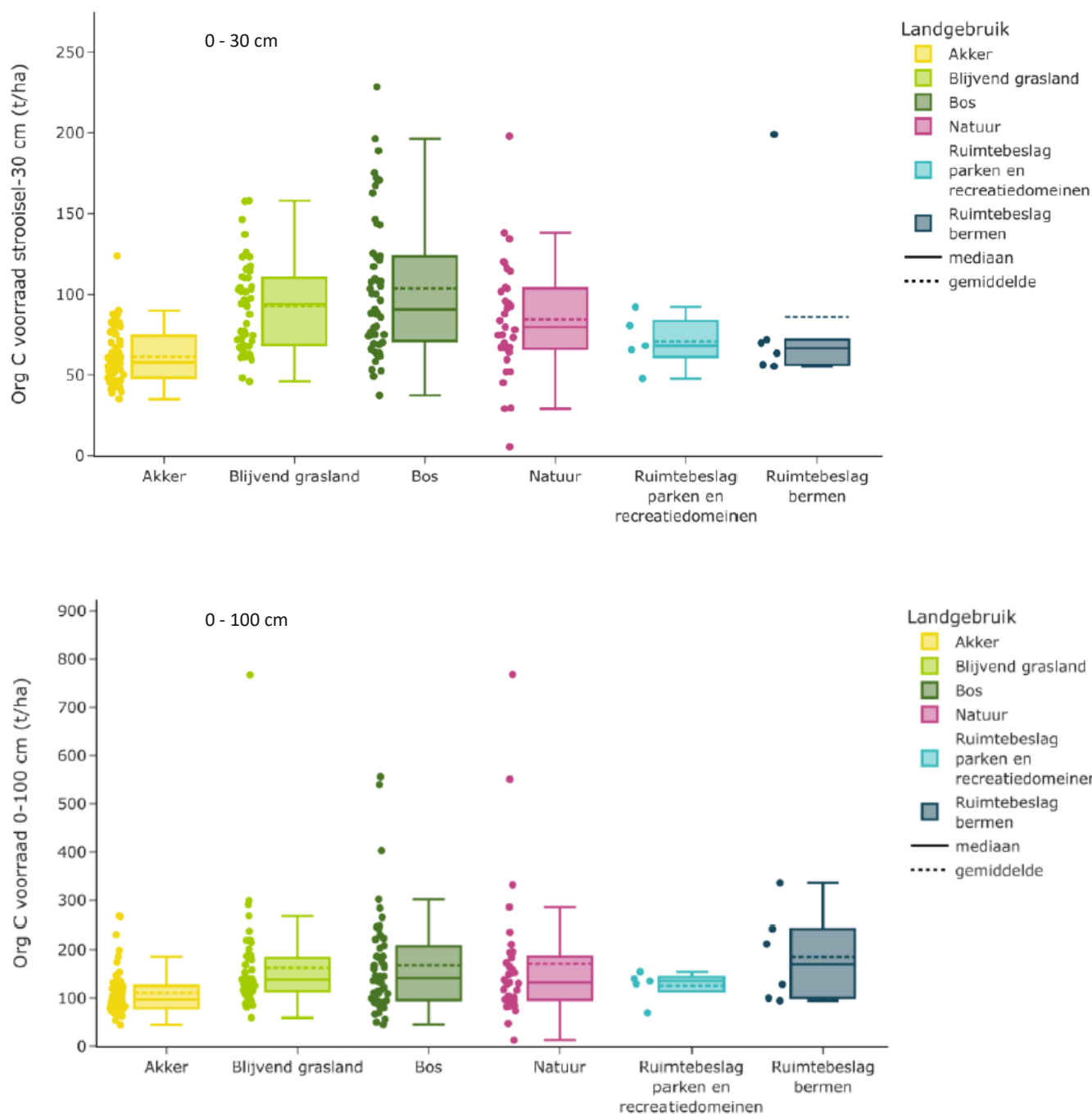
In de jaren '80 tot begin jaren '90 had bijna 80% van de akkerbouwpercelen en ongeveer 70% van de graslandpercelen een BOC-gehalte binnen of hoger dan de streefzone van de Bodemkundige Dienst van België (Figuur 6). Het BOC-gehalte werd wellicht voldoende op peil gehouden door een combinatie van organische bemesting, het inzaaien van vanggewassen en het inwerken van oogstresten (inclusief nawerking recent gescheurde weiden) (Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008; Tits *et al.*, 2024).



Figuur 6: Evolutie van de procentuele verdeling van het koolstofgehalte in 7 beoordelingsklassen van de (Bodemkundige Dienst van België) (zie Tabel 1) in Belgische akkerbouw- (boven) en graslandpercelen (onder) (Naar: Tits *et al.*, 2024).

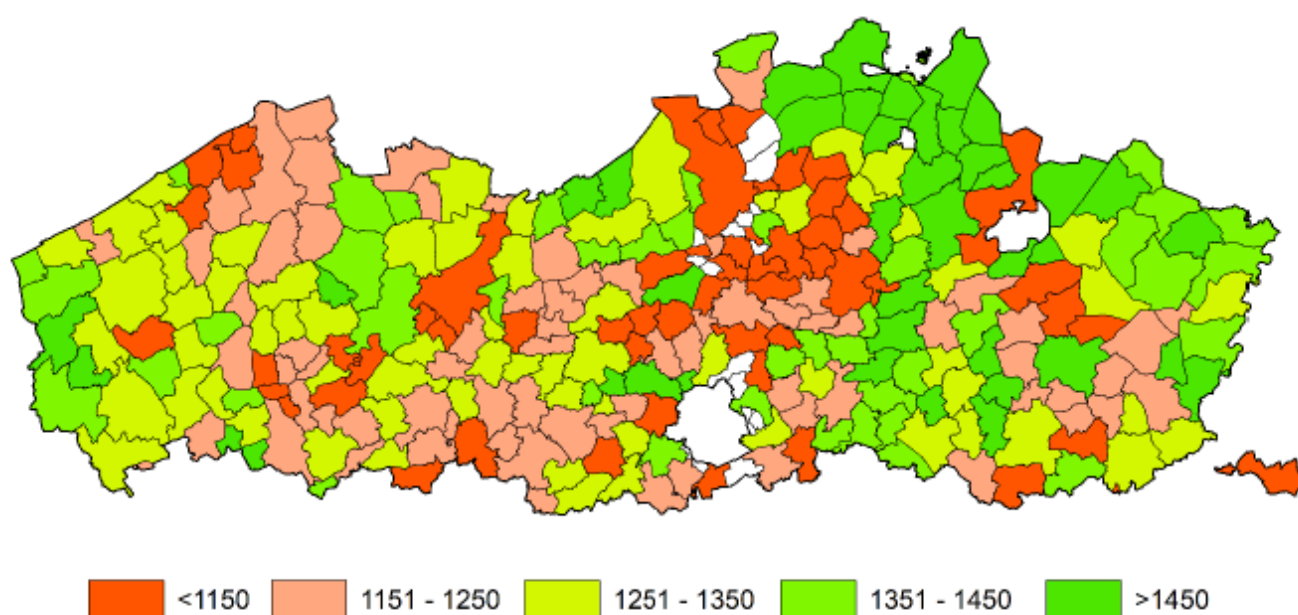
Het Vlaamse koolstofmonitoringnetwerk 'Cmon' heeft tot doel om de BOC-voorraden van verschillende landgebruiken (akkerland, blijvend grasland, bos, natuur en ruimtebeslag¹⁰ parken en recreatiedomeinen en ruimtebeslag bermen) en de evoluties hierin te monitoren. In 2022 - 2023 was de gemiddelde BOC-voorraad in 0 - 30 cm bodemlaag vergelijkbaar tussen blijvend grasland, bos, natuur en onverhard ruimtebeslag bermen en iets lager bij het ruimtebeslag parken en recreatiedomeinen (Figuur 7). Akkerland heeft de laagste gemiddelde BOC-voorraad in de 0 - 30 cm bodemlaag. De gemiddelde BOC-voorraden in de 0 - 100 cm vertonen een gelijkaardig patroon als in de 0 - 30 cm bodemlaag met uitzondering van de bermen die de hoogste BOC-voorraden hebben. Blijvend grasland, bos en natuur hebben gelijkaardige gemiddelde BOC-voorraden in de 0 - 100 cm. De voorraden in ruimtebeslag parken en recreatiedomeinen zijn lager en de laagste voorraden werden gemeten voor akkerland. De doelstelling is om diezelfde plots om de 10 jaar opnieuw te bemonsteren om aan de Europese verplichte LULUCF¹¹-rapportering te voldoen. Dit monitoringsproject zal ook toelaten om de evolutie van de BOC-percentages en -voorraden in verschillende landgebruikscategorieën en de beleidseffecten te kunnen opvolgen (Oorts *et al.*, 2023).

¹¹ De Europese 'Land Use, Land Use Change and Forestry' (LULUCF) verordening wil de koolstofvoetafdruk van activiteiten in verband met landgebruik verkleinen en meer koolstof opslaan. De LULUCF-verordening legt regels op voor het meten van broeikasgasemissies op het niveau van de lidstaten (Anonymus, 2024b).



Figuur 7: Organische koolstof- (org C) voorraden (ton ha⁻¹) voor de 0 - 30 cm (boven) en 0 - 100 cm (onder) bodemlaag inclusief strooisellagen voor de verschillende landgebruikscategorieën van het Cmon-project (2022 - 2023) (Bron: Oorts et al., 2023).

Op basis van de gemiddelde BOC-voorraad van 61.4 ton BOC ha⁻¹ van akkerpercelen uit het Cmon-project zal er jaarlijks zo'n 1230 kg OC worden gemineraliseerd (uitgaande van een mineralisatiecoëfficiënt van 2%). Om het BOS-gehalte op peil te houden, is een regelmatige toediening van nieuw OM noodzakelijk. De organische koolstof (OC) die 1 jaar na toediening van OM nog in de bodem aanwezig is, wordt effectieve organische koolstof (EOC) genoemd. Sleutel & Van De Vijver (2024) berekenden hoeveel EOC er in 2022 op de Vlaamse akkerbouwpercelen terecht kwam uit de landbouwteelten, de vanggewassen en door aanwending van dierlijke mest. Op percelen met een gemiddelde EOC aanvoer beneden deze waarde vindt momenteel een netto BOC-verlies plaats. Uit deze berekening blijkt dat in 69.7 % van het landbouwareaal de EOC aanvoer boven de verwachte mineralisatie van 1230 kg OC ha⁻¹ j⁻¹ ligt (Figuur 8) (Sleutel & Van De Vijver, 2024).



Figuur 8: Gemiddelde totale aanvoer van effectieve organische koolstof uit landbouwteelten, vanggewassen en door aanwending van dierlijke mest (kg EOC ha⁻¹ j⁻¹) in 2022 (Bron: Sleutel & Van De Vijver, 2024).

3 MAATREGELEN VOOR DE OPBOUW VAN BODEMORGANISCHE STOF

3.1 INLEIDING

In het kader van het optimaliseren van de bodemkwaliteit en klimaatonderzoek worden er vaker (lange termijn) proeven aangelegd die het effect van maatregelen op het BOS-gehalte en de opbrengst evalueren.

De beginconditie van een experiment heeft een sterke invloed op de conclusies. Met name het initiële BOS-gehalte en het voorgaande landgebruik bepalen mee hoe het BOS-gehalte in de tijd zal evolueren wanneer het beheer gewijzigd wordt. Bij een bodem met een eerder laag initieel BOS-gehalte zal een stijging makkelijker zichtbaar zijn. Anderzijds is het ook mogelijk dat, bij een eerder hoog BOS-gehalte en in een bodem zonder langdurige akkerbouw-historiek, het BOS-gehalte zal dalen onder een intensieve akkerbouwtrotatie zonder dat de gekozen behandelingen in staat zijn dit tegen te gaan of een BOS-opbouw te realiseren (Verbeeck *et al.*, 2023a). Vele studies hebben een korte looptijd (zes jaar of minder) en zijn daardoor vaak te kort om eventuele significante en (positieve) lange termijn effecten zichtbaar te maken (de Haan *et al.*, 2016). Korte termijn veranderingen (enkele jaren) en zelfs middellange termijn evoluties (5 - 10 jaar) zijn moeilijk of niet te meten tenzij bij extreme scenario's die niet binnen de wetgeving toegelaten zijn (Bodemkundige Dienst van België & Ugent, 2008). Bij zeer lange termijn onderzoek kan de BOS-opbouw stoppen door het bereiken van een nieuw evenwicht. Onderzoek toont aan dat het effect van beheermaatregelen eerder zichtbaar is in de $> 20 \mu\text{m}$ bodemfractie dan in de volledige bodem (Van Wesemael *et al.*, 2019).

De analyse van het effect van maatregelen op het BOS-gehalte wordt ook belemmerd door de interactie van het effect van de maatregelen met het effect van de bodemeigenschappen -vb. het kleipercentage- en van het klimaat (Körschens, 2006; Maillard & Angers, 2014; Johannes *et al.*, 2017).

Ook de controlebehandeling kan het effect van een maatregel beïnvloeden vb. het effect van organische meststoffen op de opbrengst is verschillend bij een 0-bemesting t.o.v. de toediening van minerale meststoffen (Maillard & Angers, 2014). Het ontbreken van een internationaal protocol resulteert in verschillen in proefopzet -vb. constante N-bemestingshoeveelheid of rekening houdend met teelt of werkingscoëfficiënten in rekening brengen of niet- wat de analyse verstoort.

De diverse maatregelen om het BOS-gehalte te verhogen, hebben een verschillende effectiviteit. Om een algemeen beeld van de maatregelen met het hoogste potentieel te krijgen, moeten de resultaten van verschillende proeven samen beoordeeld worden. Dikwijls wordt per locatie immers één type van maatregel onderzocht. Een extra moeilijkheid om de effectiviteit van afzonderlijke maatregelen te beoordelen, is het feit dat bij een aangepast beheer soms meerdere maatregelen genomen worden vb. een aangepaste teeltrotatie bij de vergelijking van gangbare en biologische landbouw. Enerzijds is dit logisch omdat bij toepassing van organische meststoffen in de biologische landbouw de inzaai van vanggewassen belangrijk is om de N die na de oogst van de teelt vrijkomt vast te leggen. Anderzijds bemoeilijkt dit een goede vergelijking (de Haan *et al.*, 2016).

In deze literatuurstudie zal per maatregel met een potentieel positief effect op het BOC-gehalte nagegaan worden wat het effect op het BOC-gehalte en de opbrengst is. Indien beschikbaar worden reviews of meta-data-analyses gebruikt.

3.2 EFFECT VAN MAATREGELEN OP DE OPBOUW VAN BODEMORGANISCHE STOF

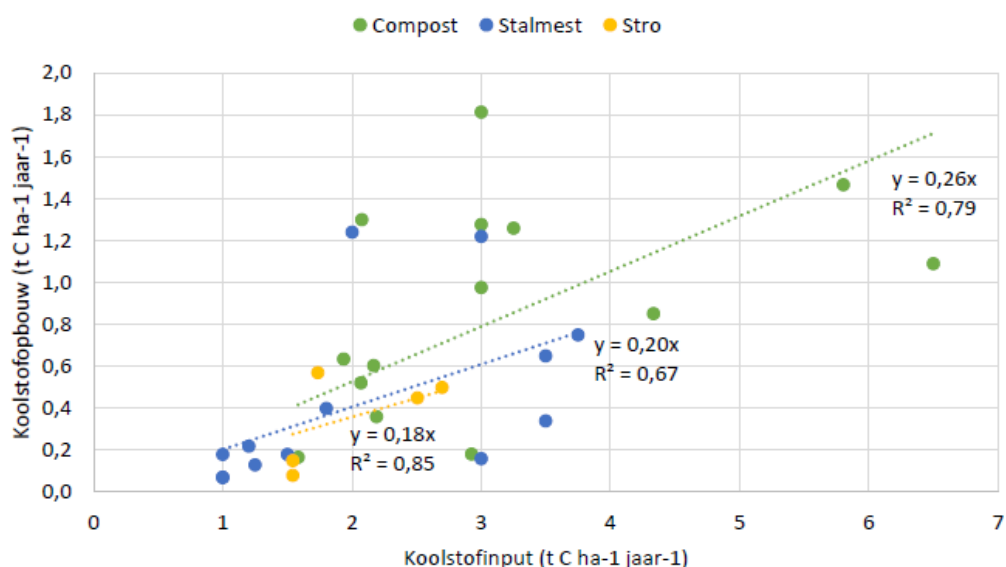
✓ **Organische bemesting**

Om het BOS-gehalte op peil te houden, is een regelmatige toediening van nieuw OM noodzakelijk. Bij compost is na 1 jaar nog het hoogste % van de aangevoerde totale organische koolstof (TOC) aanwezig in de bodem gevolgd door stalmest en drijfmest (Tabel 3). De EOC-hoeveelheid hangt echter niet alleen af van het EOC-aandeel (% EOC t.o.v. TOC) maar uiteraard ook van de toegediende OM-hoeveelheid en -type en zodoende de toegediende TOC-hoeveelheid (Anonymus, 2014).

Tabel 3: Aanvoer van totale organische koolstof (TOC) en effectieve organische koolstof (EOC) per 10 ton vers materiaal (VM), EOC t.o.v. TOC (%), aanvoer van stikstof (N) en fosfaat (P₂O₅) per ton VM (gesorteerd volgens afnemende aanvoer van EOC) (Bronnen: Anonymus, 2014 & 2024a).

	Aanvoer TOC (ton (10 ton VM) ⁻¹)	Aanvoer EOC (ton (10 ton VM) ⁻¹)	EOC / TOC (%)	Aanvoer N (kg N ton ⁻¹)	Aanvoer fosfaat (kg P ₂ O ₅ ton ⁻¹)
Leghennenmest (droog)	2.96	1.48	50	31.5	28.5
Slachtkuikenmest	2.90	1.45	50	27.1	14.1
GFT-compost	1.54	1.32	86	12.0	6.6
Champost	1.33	1.21	91	6.8	3.9
Groencompost	1.16	1.10	95	7.0	2.8
Konijnenmest	1.22	0.61	50	11.6	8.3
Varkensstalmest	1.13	0.57	50	7.5	9.0
Paardenmest	1.04	0.52	50	5.0	3.0
Runderstalmest	0.93	0.46	49	7.1	2.9
Kippendrijfmest	0.49	0.20	41	10.8	6.9
Runderdrijfmest	0.38	0.15	39	4.8	1.4
Vleesvarkensdrijfmest (brijbakken)	0.37	0.12	32	9.2	4.9
Vleesvarkensdrijfmest (niet-brijbakken)	0.31	0.12	39	8.1	5.0
Zeugendrijfmest	0.25	0.10	40	4.4	2.9
Kalverdrijfmest	0.05	0.02	40	3.0	1.3

Ook na meerdere jaren wordt er bij compost nog steeds meer van de toegediende TOC in de bodem gemeten dan bij stalmest maar de verschillen worden kleiner. Uit Figuur 9 blijkt dat de jaarlijkse BOC-opbouw van compost en stalmest respectievelijk 0.26 en 0.20 ton C ha⁻¹ j⁻¹ per ton toegediende TOC-input is (D'Hose & Ruyschaert, 2017).



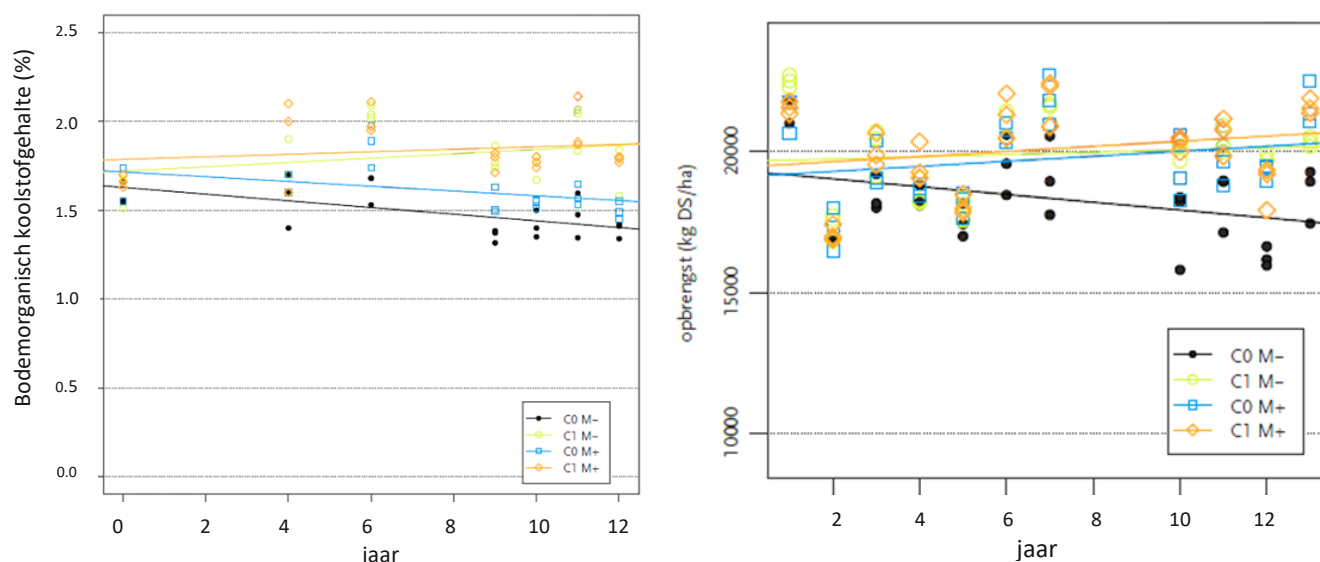
Figuur 9: Jaarlijkse koolstofopbouw (ton C ha⁻¹ j⁻¹) in functie van de jaarlijkse koolstofinput (ton C ha⁻¹ j⁻¹) via compost, stalmest of graanstro zoals gerapporteerd in verschillende Vlaamse en Europese veldexperimenten (Bron: D'Hose & Ruyschaert, 2017).

Het effect van de toegediende organische meststoffen op het BOS-gehalte is een combinatie van de toegediende hoeveelheid TOC en het % van de toegediende TOC dat na meerdere jaren nog in de bodem aanwezig is. Verbeeck *et al.* (2023a) verzamelden proefvelddata over de BOC-toename bij de geldende Vlaamse dierlijke N- en fosfaatsnormen¹². De controlebehandeling was zo veel mogelijk een mineraal bemeste controle en soms een onbemeste controle. Rekening houdend met de toegelaten dosissen van compost van groenten - fruit - tuinafval (GFT) zou de toediening van compost op middellange termijn kunnen leiden tot een BOC-verhoging van 0.3 - 0.6% BOC afhankelijk van het oorspronkelijk BOC-gehalte. Op te merken valt dat de beschikbaarheid van (GFT-)compost schaars is en slechts op een beperkte oppervlakte kan toegepast worden. Over een middellange periode, namelijk ongeveer 30 jaar, kunnen met runderstalmest stijgingen van ongeveer 0.2 - 0.3% BOC verwacht worden. Dit verschil tussen compost en stalmest is hoger dan het verschil in potentiële BOC-opbouw per ton toegediende TOC. Per ton compost wordt er immers meer TOC dan per ton stalmest toegediend (Tabel 3). Voor runderdrijfmest toonden eerder korte termijn experimenten aan dat bij toelaatbare dosissen er een BOC-opslag van 0.1% mogelijk is (Verbeeck *et al.*, 2023a).

¹² Bij de geldende Vlaamse dierlijke stikstof- en fosfaatsnormen en forfaitaire stikstof- en fosfaatgehalten zijn de jaarlijkse toegelaten toedieningen van dierlijke mesten en compost van groenten - fruit - tuinafval (GFT) gelimiteerd tot 16 - 24 ton ha⁻¹ voor runderstalmest, 32 - 35 ton ha⁻¹ voor runderdrijfmest, 13 - 27 ton ha⁻¹ voor varkensdrijfmest en 15 - 33 ton ha⁻¹ voor GFT-compost (Verbeeck *et al.*, 2023a).

De toediening van enkel drijfmest is, binnen de toelaatbare dosissen, echter meestal onvoldoende om het BOC-gehalte op peil te houden. Een 12-jarig experiment op een zandleemperceel (Bijlage experiment 1: Vlaanderen - jaarlijks constante bemesting N-bemestingsdosis afhankelijk van de behandeling) toonde een hoger BOC-gehalte bij de toediening van drijfmest (M+) in vergelijking met objecten waar geen drijfmest (M-) werd toegepast maar het BOC-gehalte daalde t.o.v. de start. Indien er wel compost maar geen drijfmest (C1M-) toegediend werd, steeg het BOC-gehalte (Figuur 9). De toegediende hoeveelheid drijfmest (43 ton runderdrijfmest ha⁻¹) is echter hoger dan wettelijk toegelaten (Cougnon *et al.*, 2010).

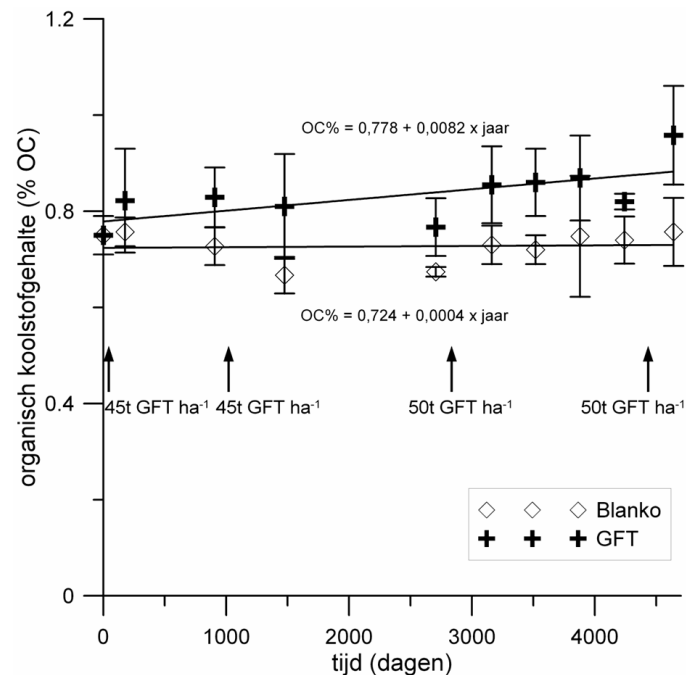
In tegenstelling tot experiment 1 (Figuur 10) waar de jaarlijkse toediening van runderdrijfmest onvoldoende was om het BOC-gehalte te onderhouden, was de toediening van varkensdrijfmest (7 op 13 jaar) in Wattripont (Bijlage experiment 2: lichte zandleembodem - met en zonder composttoediening) voldoende om het BOC-gehalte te behouden (Figuur 11). Het initiële BOC-gehalte in experiment 2 was echter duidelijk lager dan in experiment 1 (0.75 t.o.v. 1.56%) (Cougnon *et al.*, 2010; Bouckaert *et al.*, 2010).



Figuur 10: Evolutie van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) (0 - 23 cm) (links) en droge stofopbrengst van kuilmaïs (kg DS ha⁻¹) zonder (C0) en met (C1) de toediening van compost en zonder (M-) en met (M+) de toediening van runderdrijfmest (43 ton ha⁻¹) bovenop 100 kg N ha⁻¹ minerale meststoffen (Bijlage experiment 1: zandleemperceel in Melle / 1997 - 2009) (Bron: Cougnon *et al.*, 2010).

Tiefenbacher *et al.* (2021) concludeerden eveneens dat het potentieel van compost voor BOC-opbouw gemiddeld ongeveer dubbel zo hoog is dan bij stalmest. Een review van 80 Europese lange termijn experimenten duidde ook gemiddeld op een dubbel zo hoge toename in BOC-gehalte bij de toediening van runderstalmest dan -drijfmest (Zavattaro *et al.*, 2017). Naast het effect van het toegediende OM kan de toediening van organische meststoffen in een hoger BOS-gehalte resulteren indien de opbrengsten verhoogd worden, waardoor meer oogstresten naar de bodem kunnen terugstromen en BOS kan opgebouwd worden (Oldfield *et al.*, 2019). Een potentieel lange termijn

nadeel van de toediening van compost en stalmest is een verhoging van het P-gehalte in de bodem aangezien soms slechts de helft van de toegediende P in rekening gebracht moet worden.



Figuur 11: Evolutie van het bodemorganisch koolstofgehalte (% OC) (0 - 30 cm) met en zonder de toediening van GFT-compost (4 keer toegediend) bovenop de toediening van varkensdrijfmest (30 ton ha⁻¹) voor aardappelen en gele mosterd (7 keer toegediend) (Bijlage experiment 2: lichte zandleembodem in Wattripont / 1997 - 2009) (Bron: Bouckaert *et al.*, 2010).

Samenvattend kan op basis van de verschillende experimenten besloten worden dat de toediening van organische meststoffen leidt tot een verhoging van het BOC-gehalte. De verhoging hangt af van de toegediende hoeveelheid OM en het type organische meststof (compost > stalmest > drijfmest), maar ook van het BOC-gehalte bij de start.

✓ Vanggewassen

Het effect van een vanggewas op de BOS-opbouw hangt sterk af van de biomassaopbrengst. Een korte groeiperiode of verminderde groei door slechte bodem- en/of weersomstandigheden leidt tot een beperkte biomassaopbrengst. Hierdoor kan het vanggewas slechts gedeeltelijk of nauwelijks bijdragen aan een verbetering van de bodemstructuur en BOS-opbouw. Daarnaast speelt ook het type vanggewas een rol (Tabel 4) (D'Hose & Ruyschaert, 2017; Anonymus, 2024a).

Uit de review van Spiegel *et al.* (2014) op basis van 9 veldproeven bleek dat de inzaai van vanggewassen de BOC-stocks met 10% verhogen in vergelijking met geen vanggewas (Spiegel *et al.*, 2014 in D'Hose & Ruyschaert, 2017). De inzaai van vanggewassen kan op middellange termijn (35 - 66 jaar) leiden tot een stijging van ongeveer 0.2% BOC (Verbeeck *et al.*, 2023a). Het BOC-opslagpotentieel van vanggewassen varieert op middellange termijn van 0.15 - 0.50 ton C ha⁻¹ j⁻¹ (MacLeod *et al.*, 2015 in D'Hose & Ruyschaert, 2017). Op basis van proefvelddata van 37 locaties besloten Poepelau & Don (2015) dat het BOC-opslagpotentieel van vanggewassen op middellange termijn gemiddeld 0.32 ± 0.08 ton C ha⁻¹ j⁻¹ is.

Tabel 4: Aanvoer van effectieve organische koolstof (kg EOC ha⁻¹) via de inzaai van vanggewassen in functie van het zaaitijdstip (Bron: Anonymus, 2024a).

	Vroeg	Gemiddeld	Laat
Japanse haver	1090	575	115
Winterrogge	710	430	210
Snijrogge volledig ingewerkt	500	305	150
Snijrogge gemaaid en afgevoerd in voorjaar	120	70	35
Gele mosterd	685	290	35
Facelia	575	245	30
Bladrammenas	635	270	30
Wikke	500	215	25
Italiaans raai gras	915	470	135
Mengsel van niet-vlinderbloemige vanggewassen	575	245	30
Mengsel met 1 of meer vlinderbloemige	575	245	30

Ook een tussenvanggewas gezaaid na een vroeg geoogste hoofdteelt en voor de inzaai van de volgteelt kan het BOC-gehalte in de bodem verhogen. Daarnaast zorgt een tussenvanggewas voor een bodembedekking die onkruiden helpt te onderdrukken en ook een bescherming biedt tegen erosie (Creamer & Baldwin, 2020; Verreckett *et al.*, 2023).

✓ **Biologische landbouw**

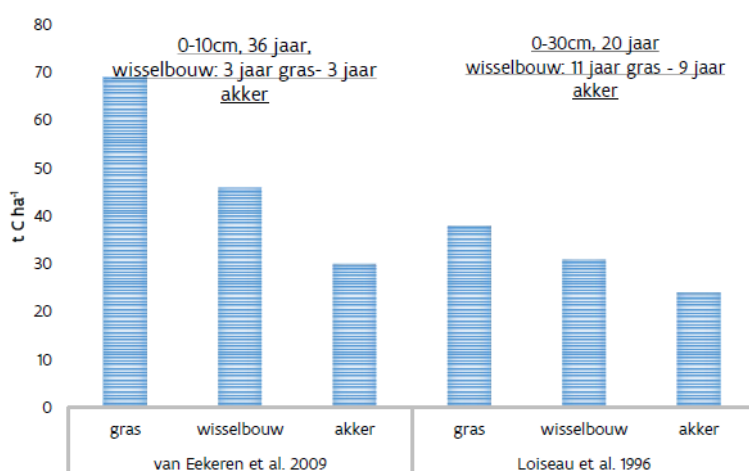
In biologische landbouw worden er geen chemische bestrijdingsmiddelen en minerale meststoffen gebruikt. Daarentegen worden er meer organische meststoffen gebruikt en er is vaak een grotere teeltrotatie (N-fixeerders en vanggewassen) in vergelijking met gangbare landbouw. De omschakeling van gangbare naar biologische landbouw resulteert in een verhoging van het BOC-gehalte dat vooral een effect is van de extra toediening van organische meststoffen en een beperkte bijdrage door een ruimere teeltrotatie (Leifeld *et al.*, 2010; Gattinger *et al.*, 2012; de Haan *et al.*, 2016). Indien er geen extra organische meststoffen toegediend worden of de teeltrotatie niet aangepast wordt, wordt er geen toename in het BOC-gehalte gemeten (Leifeld *et al.*, 2010). Op basis van hun review concludeerden Gattinger *et al.* (2012) dat het BOC-percentages gemiddeld 0.18 ± 0.06% BOC (gemiddelde ± 95% betrouwbaarheidsinterval) hoger is in biologische dan gangbare landbouwpercelen en 0.45 ± 0.21 ton C ha⁻¹ j⁻¹ vastlegt (Gattinger *et al.*, 2012).

✓ Teeltrotatie en oogstresten

* Tijdelijk grasland in een akkerbouwrotatie

De incorporatie van tijdelijk grasland in een akkerbouwrotatie kan een waardevolle maatregel zijn om de BOC-opslag te verhogen (Figuur 12). In een wisselbouwsysteem wisselen tijdelijk grasland en een fase met akkerbouwteelten elkaar af wat leidt tot een opeenvolging van BOC-opbouw en -afbraak. Verschillende studies stelden vast dat de hoogste BOC-stocks werden waargenomen in het blijvend grasland en de laagste stocks in het blijvend akkerland terwijl wisselbouw een intermediaire positie innam. De hoeveelheid BOC die onder een wisselbouwsysteem opgebouwd wordt, hangt af van het aandeel grasland in de rotatie. Hoe hoger dit aandeel (en/of hoe langer het tijdelijk grasland wordt aangehouden), hoe meer BOC opgebouwd kan worden (D'Hose & Ruyschaert, 2017).

Mestdagh (2005) onderzocht op basis van 380 Vlaamse graslandpercelen het verschil in BOC-opbouw onder blijvend (meer dan 5 jaar) en tijdelijk (4 jaar of jonger) grasland. Zowel de BOC-concentratie als de bodemdichtheid werden tot een diepte van 60 cm bepaald. Onder blijvend en tijdelijk grasland werd een gemiddelde BOC-stock (0 - 60 cm) van respectievelijk 146 en 103 ton BOC ha⁻¹ berekend (Mestdagh, 2005; D'Hose & Ruyschaert, 2017).



Figuur 12: Koolstofstocks (ton C ha⁻¹) onder blijvend grasland, blijvend akkerland en een wisselbouwsysteem zoals gerapporteerd in de studies van van Eekeren *et al.* (2008) en Loiseau *et al.* (1996) (Bron: D'Hose & Ruyschaert 2017).

King & Blesh (2018) maten ook een toename in de BOC-hoeveelheden in teeltrotaties van granen met meerjarige luzerne t.o.v. teeltrotaties met enkel granen. Ze verklaarden dit effect door een verminderde bodemverstoring en / of een hogere C-input door de langere groeiperiode van luzerne t.o.v. éénjarige teelten. Tabel 5 geeft eveneens aan dat de EOC-aanvoer bij meerjarige teelten vanaf het tweede jaar hoger is dan bij éénjarige teelten (Anonymus, 2024a).

Tabel 5: Aanvoer van effectieve organische koolstof (kg EOC ha⁻¹) van verschillende teelten (Bron: Anonymus, 2024a).

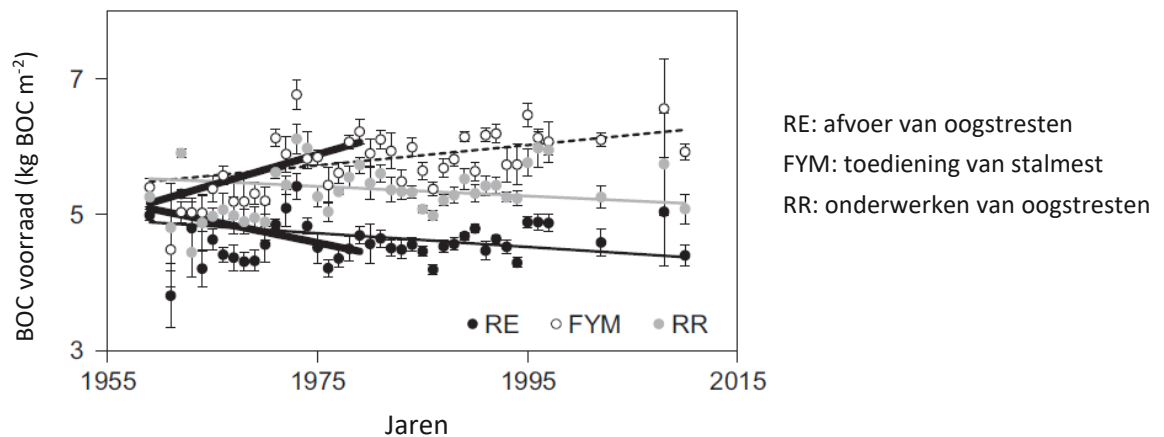
Gewas	Aanvoer EOC	Gewas	Aanvoer EOC	Gewas	Aanvoer EOC
Grasland, 1ste jaar	660	Wintergerst, stro inwerken	1290	Aardappelen	400
Grasland, 2de jaar aanliggen	1440	Wintergerst, stro afvoeren	990	Kropsla	190
Klaver, 1ste jaar aanliggen	660	Wintertarwe, stro inwerken	1370	Bloemkool	470
Klaver, 2de jaar aanliggen	1440	Wintertarwe, stro afvoeren	990	Broccoli	540
Luzerne, 1ste jaar aanliggen	660	Zomertarwe, stro inwerken	1200	Rode kool	730
Luzerne, 2de jaar aanliggen	1440	Zomertarwe, stro afvoeren	830	Prei	380
Voederbieten	550	Kuilmaïs	470	Knolselder	550
Suikerbieten	730	Korrelmaïs	1190	Wortel	370
Sojabonen	460				

* Rotatie van teelten versus monocultuur

* (Bovengrondse) oogstresten

Door de aanwezigheid van onder- en bovengrondse oogstresten is het BOC-gehalte op betaalde percelen hoger dan onbetaalde percelen. Door bemesting nemen de onder- en bovengrondse oogstresten toe. Het verhogen van oogstresten door het verhogen van nutriëntentoevoer (onbemest versus de toediening van minerale meststoffen) kan over een middellange termijn (35 - 66 jaar) leiden tot een stijging van 0.2% BOC (Verbeeck *et al.*, 2023a). Onderzoek bij Vlaamse maïspercelen gaf aan dat het effect van ondergrondse oogstresten een belangrijkere bijdrage leveren aan de BOC-opbouw dan de bovengrondse oogstresten (Hui, 2019). De BOC-opbouw in functie van de jaarlijkse C-input via ondergrondse oogstresten (beworteling en wortellexudaten) is hoger dan via bovengrondse oogstresten (Jackson *et al.*, 2017; Dechow *et al.*, 2019; Cotrufo *et al.*, 2021). Dit blijkt ook uit de vergelijking van de EOC-waarden van granen zonder en met afvoer van het stro en van korrel- t.o.v. kuilmaïs (Tabel 5).

Bovengrondse oogstresten kunnen op het land achtergelaten worden of van het land verwijderd om te worden gebruikt als strooisel in stallen, veevoer of energiebron. Over het algemeen zal het niet afvoeren van oogstresten een positieve invloed hebben op het BOC-gehalte, maar de effectiviteit van de maatregel hangt sterk af van het type gewas. Oogstresten met een hogere C:N-verhouding worden minder makkelijk afgebroken (bietenloof wordt bv. sneller afgebroken dan stro) en hebben een hogere bijdrage van de BOC-opbouw (Lehtinen *et al.*, 2014; D'Hose & Ruyschaert, 2017; Maenhout *et al.*, 2024). In experimenten met een teeltrotatie granen en niet-granen is er een beperkt effect van de afvoer van de oogstresten o.w.v. de lage EOC-hoeveelheid van de niet-granen (Piccoli *et al.*, 2024). De lange termijn proef in Wallonië illustreert het positieve effect van het niet afvoeren van stro (2 of 3 graanteelten in een 3 of 4-jarige teeltrotatie) op de BOC-voorraad (Bijlage experiment 3: lichte leembodem in Gembloux / sinds 1959) (Figuur 13) (Buysse *et al.*, 2013b). Het effect van graanstro inwerken kan op eerder korte termijn (< 25 jaar) leiden tot een stijging van 0.1% BOC (Verbeeck *et al.*, 2023a) of gemiddeld 0.18 ton C ha⁻¹ j⁻¹ per ton toegediende C via graanstro (Figuur 9) (D'Hose & Ruyschaert, 2017).



Figuur 13: Evolutie van de voorraad van bodemorganische koolstof (kg BOC m⁻²) in drie behandelingen. De error bars geven het 95% betrouwbaarheidsinterval. De korte en lange lijnen geven de lineaire regressie van respectievelijk 1959 - 1979 en 1959 - 2010 aan (Bijlage experiment 3 [Longs Tours experiment]: lichte leembodem in Gembloux / sinds 1959) (Bron: Buysse *et al.*, 2013b).

Door het aanpassen van de teeltrotatie kan het BOC-gehalte beïnvloed worden. In de teelt van voedergrassen kan een omschakeling van kuilmaïs (470 kg EOC ha⁻¹) of voederbieten (550 kg EOC ha⁻¹) richting kleinere graan- gewassen zoals b.v. triticale (990 kg EOC ha⁻¹) of korrelmaïs (1190 kg EOC ha⁻¹) daadwerkelijk bijdragen tot een verbeterde BOC-balans van de gewasrotatie. Verder zou een substitutie van aardappelen of groenten met lage EOC-aanvoer (bv. aardappel 400, ajuin 250, wortelen 370 EOC ha⁻¹) theoretisch gezien ook bijdragen tot een verbeterde BOC-balans. Dit zou kunnen door rotaties met teelten die meer EOC aanvoeren (graangewassen, gras, suikerbieten, kolen, erwten) (Sleutel & Van De Vijver, 2024).

In de literatuur worden er verschillende effecten van een teeltrotatie t.o.v. monocultuur op de BOC-stocks vast- gesteld. Sandén *et al.* (2018) vonden op basis van een review van Europese lange termijn experimenten geen effect van teeltrotatie op de BOC-stock. De wereldwijde review van McDaniel *et al.* (2014) gaf over alle teelten heen een toename van de BOC-concentratie van teeltrotaties t.o.v. monocultuur maar het effect was teeltafhankelijk. Het grootste verschil werd bij de teelt van soja vastgesteld. Bij de teelt van maïs in rotatie was er geen verschil in BOC-concentratie t.o.v. monocultuur (McDaniel *et al.*, 2014). Tiefenbach *et al.* (2021) vonden de grootste potentiële BOC-stocktoename t.o.v. monocultuur bij teeltrotaties met diepwortelende teelten.

De studie van Rosinger *et al.* (2023) toonde een duidelijk effect van het aantal teelten binnen een akkerbouwrotatie met hoofdzakelijk granen. De auteurs vergeleken de BOC-stocks van landbouwbedrijven met gangbare praktijken met pionierbedrijven die focussen op hun bodemkwaliteit. Bij een lage teeltdiversiteit (3 teelten op 6 jaar) was er nauwelijks een BOC-stockverschil t.o.v. de gangbare bedrijven, terwijl er een groot BOC-stockverschil gemeten werd indien er 5 of 6 teelten op 6 jaar geteeld werden (Figuur 14) (Rosinger *et al.*, 2023). De introductie van teelten met lage EOC-gehalten (vb. sommige groenten) kan echter een negatief effect op de BOC-stocks hebben (Sleutel & Van De Vijver, 2024).

* Intensiteit van beheer

De literatuurstudie van D'Hose & Ruyschaert (2017) toonde 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 BOC-opbouw onder grasland kunnen afremmen. Een te intensief beheer put de graszode te veel uit waardoor de plant minder C kan vastleggen in wortels en stoppel. Een te extensief beheer kan dan weer leiden tot een versnelde C-mineralisatie als gevolg van een gebrek aan nutriënten. Een intermediair beheer wordt dan ook naar voor geschoven als het optimum voor BOC-opbouw onder grasland (D'Hose & Ruyschaert, 2017).

* Graslandvernieuwing

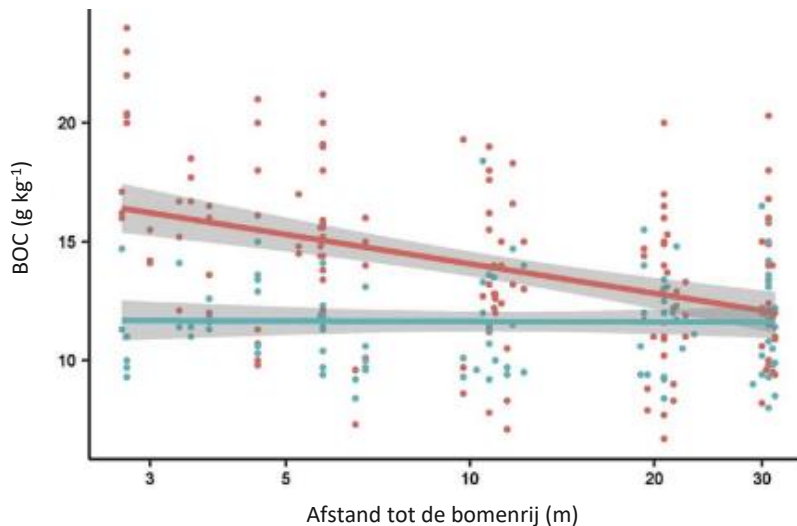
Graslandvernieuwing (ploegen en opnieuw inzaaien) vindt vooral plaats om de kwaliteit en productie van grasland te behouden / verhogen. Graslandvernieuwing kan echter ook aanleiding geven tot een tijdelijk, verhoogde mineralisatie en bijgevolg een aanzienlijk C-verlies in de bodem in de eerste jaren na vernieuwing (D'Hose & Ruyschaert, 2017). Ondanks het feit dat bij overschakeling van akkerbouw naar grasland de BOC-opbouw (0 - 10 cm) gedurende meerdere decennia kan plaatsvinden (Iepema *et al.*, 2022), blijkt dat graslandvernieuwing een beperkt effect op de BOC-stocks heeft. In Duitsland werd een deel van 10-jarig grasland geploegd en heringezaaid. Vijf jaar na de graslandvernieuwing was de BOC-stock (0 - 30 cm) niet-significant lager dan bij het onverstoorde grasland (Linsler *et al.*, 2013). Fornara & Higgins (2022) onderzochten de BOC-concentratie en bodemdichtheid in 500 Engelse graslandpercelen. Via een enquête hadden de landbouwers de frequentie van graslandvernieuwing (0 tot 10 keer in 50 jaar) opgegeven. De BOC-stocks (0 - 40 cm) waren niet verschillend afhankelijk van de frequentie van graslandvernieuwing. De lagere BOC-concentratie werd bij de graslandpercelen met een frequente graslandvernieuwing door een hogere bodemdichtheid gecompenseerd (Fornara & Higgins, 2022).

Een alternatief voor ploegen en herinzaaien is doorzaaien van grasland. Bij doorzaaien wordt gras in een bestaande, al dan niet doodgespoten, zode ingezaaid. Doorzaai kan overwogen worden in een graszode met veel open plekken (vb. bij grasland met veel winterschade), bij een ondiepe bouwvoor of als vorm van onderhoud en opwaardering door inzaai van nieuwe en betere rassen. Met doorzaaien wil men de zode weer goed doen sluiten, de onkruidontwikkeling beperken, de grasproductie opdrijven, de levensduur van de weide verlengen en het vernieuwen uitstellen (De Vlieghe *et al.*, 2015).

✓ Teeltsysteem in akkerbouwteelten

In 11 Vlaamse agroforestry percelen (15 - 47 jaar) werden hogere BOC-concentraties gemeten in de buurt van bomen in de perceelsgrenzen, hoogstwaarschijnlijk als gevolg van de input van boomstrooisel en doorvalwater¹³ verrijkt met voedingsstoffen (Figuur 15). De waargenomen toenames waren sterk gerelateerd aan de afstand tot de bomenrij, wat resulteerde in een geleidelijke verandering in bodemcondities tot minstens 30 m in het veld. Bij jonge aanplanten werd er geen effect op de BOC-concentraties vastgesteld (Pardon *et al.*, 2017). De potentiële BOC-vastlegging door agroforestry wordt op 0.8 ton C ha⁻¹ j⁻¹ geschat (Bellassen *et al.*, 2022).

¹³ Doorvalwater is dat deel van de neerslag dat de bodem of het strooisel bereikt door ruimte in het bladerdak of door druppelen van bladeren.

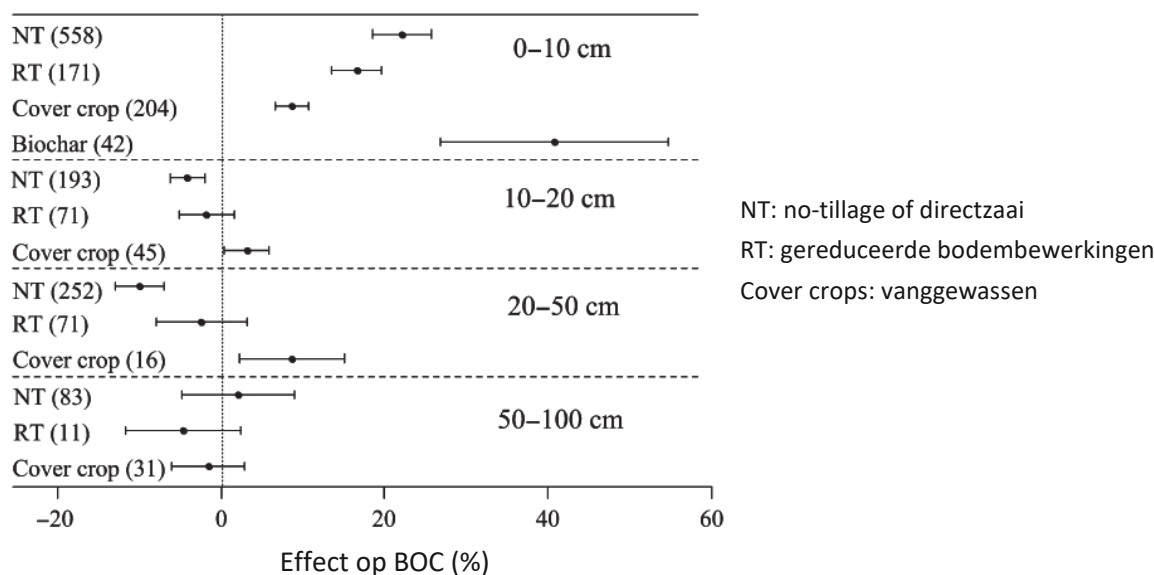


Figuur 15: Bodemorganische koolstof (g BOC kg^{-1}) (0 - 23 cm) als functie van de afstand tot de akkerrand in de akkers met grensbeplanting (data van 11 Vlaamse percelen 15 - 47 jaar na aanplant). Rode lijn: transect loodrecht op de bomenrij en blauwe lijn: transect loodrecht op de boomloze rand. Grijs arcering toont 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: Pardon *et al.*, 2017).

✓ Niet-kerende bodembewerkingen

Er zijn 2 grote types van niet-kerende bodembewerkingen: gereduceerde bodembewerkingen en directzaai. Bij gereduceerde bodembewerkingen kunnen verschillende machines tot verschillende dieptes de bodem bewerken. Bij directzaai of 'no-tillage' wordt de bodem niet bewerkt.

Bij gereduceerde bodembewerkingen waarbij de bodem van biopercelen maximaal 25 cm diep bewerkt werden, was er een toename van de BOC-stock in de 0 - 30 cm bodemlaag t.o.v. geploegde biopercelen (reviewartikel op basis van 41 experimenten wereldwijd) (Cooper *et al.*, 2016). Indien de BOC-stock onder de 30 cm ook in de analyse meegenomen wordt, wordt er in het ganse profiel een vergelijkbare BOC-stock bij kerende en niet-kerende bodembewerkingen waargenomen (Figuur 16) (D'Haene *et al.*, 2009; Haddaway *et al.*, 2017; Bai *et al.*, 2019).



Figuur 16: Het effect van niet-kerende bodembewerkingen versus ploegen en de inzaai van vanggewassen op het bodem-organische koolstofgehalte (BOC %) voor verschillende bodemlagen. Het nummer tussen haakjes duidt op het aantal observaties. De error bars geven het 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: Bai *et al.*, 2019).

✓ Bekalking

Kalkmeststoffen helpen om de verzuring van de bodem tegen te gaan. Reviewartikels op basis van wereldwijde experimenten duiden zowel op een potentiële verlaging als verhoging van het BOS-gehalte door het bekalken (Paradelo *et al.*, 2015; Maenhout *et al.*, 2024).

Een verlaging van het BOS-gehalte wordt verklaard door de stimulatie van de aanwezige micro-organismen door een bekalking wat resulteert in een hogere C-mineralisatie (Curtin *et al.*, 1998; Paradelo *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2019). Een verhoging van het BOS-gehalte wordt verklaard door een verlaging van de mineralisatiesnelheid op lange termijn door het bekalken o.w.v. een verbeterde bodemstructuur, BOS-bescherming en verhoogde opbrengsten en dus ook meer oogstresten (Paradelo *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2019; Maenhout *et al.*, 2024). Op basis van hun review besluiten Holland *et al.* (2018) dat op lange termijn er meestal een verhoging van het BOS-gehalte is.

✓ Irrigatie

Irrigatie verhoogt de waterbeschikbaarheid en de opbrengst. Door de hogere productie zijn de OM-inputs in de bodem hoger en kan het BOC-gehalte, vooral in zandbodems met een laag BOC-gehalte, t.o.v. niet-geïrrigeerde percelen toenemen (Maenhout *et al.*, 2024). De review van Trost *et al.* (2013) geeft aan dat het potentieel effect afhangt van het klimaat. In regio's zonder grote droogteperiodes werden er na meerdere jaren van irrigatie geen significante toenames in BOC-gehalten vastgesteld (Trost *et al.*, 2013).

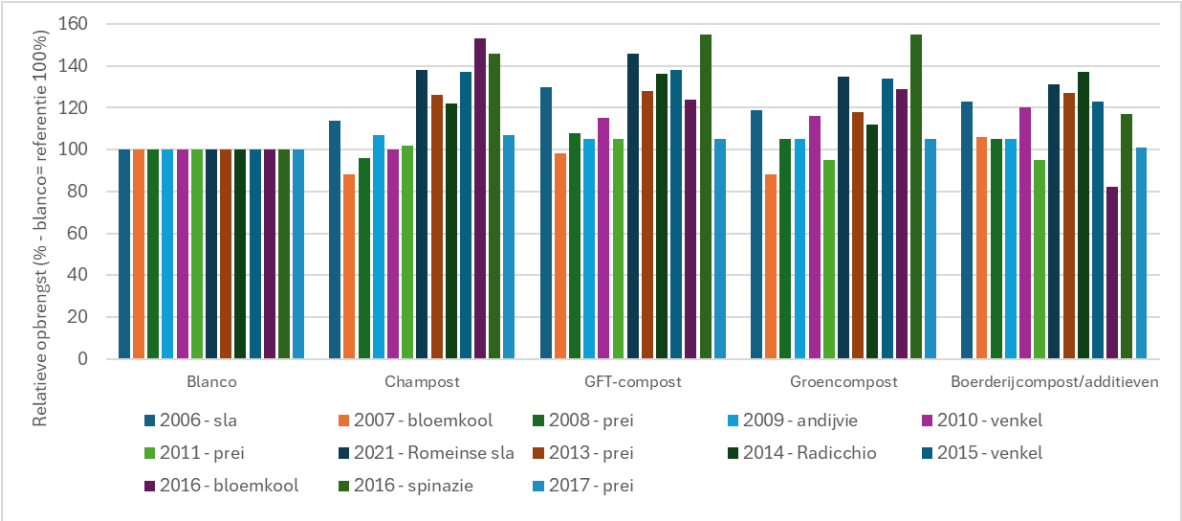
De meest effectieve maatregel om het BOS-gehalte van landbouwbodems te verhogen volgens de wereldwijde review van Beillouin *et al.* (2023) is de toediening van biochar. De toename laat echter een grote variatie zien afhankelijk van de eigenschappen van de bodem en van de biochar (Liu *et al.*, 2018; Bai *et al.*, 2019; Beillouin *et al.*, 2023). Het toedienen van biochar aan de bodem lijkt de mineralisatie van het aanwezige BOS te verlagen met gemiddeld 3.8% (Wang *et al.*, 2016).

3.3 EFFECT VAN MAATREGELEN VOOR DE OPBOUW VAN ORGANISCHE STOF OP DE OPBRENGST

Het gebruik van compost kan de opbrengst verhogen. Figuur 9 toont dat na enkele jaren toedienen van GFT-compost de opbrengst in een monocultuur maïs (Bijlage experiment 1: zandleembodem in Melle - jaarlijks constante bemesting N-bemestingsdosis afhankelijk van de behandeling) duidelijk toenam indien er bovenop 100 kg N ha⁻¹ minerale meststoffen geen drijfmest (C1M- t.o.v. C0M-) werd toegediend maar slechts beperkt indien er drijfmest (C1M+ t.o.v. C0M+) werd toegediend (Cougnon *et al.*, 2010). Dit duidt erop dat de toediening van compost vooral bij een lage N-beschikbaarheid een positief effect op de opbrengst heeft. Ook Vanden Nest *et al.* (2014) maten gemiddeld hogere opbrengsten bij de toediening van stalmest en compost op een zandleembodem t.o.v. de opbrengst na de toediening van uitsluitend minerale meststoffen of drijfmest (Bijlage experiment 4: zandleembodem in Melle - gelijke C-toediening via organische meststoffen + N-toediening op basis van advies). De meeste meetjaren waren de verschillen in opbrengst niet-significant. Na 6 jaar was het BOC-gehalte bij de toediening van minerale meststoffen onveranderd t.o.v. de start. Het BOC-gehalte was het minst gestegen bij de toediening van drijfmest ondanks de toediening boven de norm. De toename van het BOC-gehalte was vergelijkbaar voor de toegediende boerderijcompost en stalmest en het hoogst bij de toediening van GFT-compost (Vanden Nest *et al.*, 2014). In een vijfjarig experiment op een zandbodem (Bijlage experiment 5: Frankrijk - gelijke N-toediening via organische meststoffen) werd de hoogste opbrengst bij de toediening van minerale meststoffen en gecomposteerde mest gemeten en was de opbrengst lager bij de toediening van GFT- en kreupelhout-compost en de onbemeste behandeling (Leclerc *et al.*, 2012 in Amlinger *et al.*, 2003; in Erhart *et al.*, 2007; in Siedt *et al.*, 2021).

Bij andere experimenten waarbij compost toegediend werd, werd er wel een verhoging van de BOC-concentratie (Figuur 11) maar geen toename in de opbrengsten gemeten. De stijging van het BOC-gehalte op een lichte zandleembodem in Wattripont (4 keer toediening van GFT-compost) (Bijlage experiment 2: zonder of met compost-toediening + gangbare N-bemesting - 1997 - 2009) had geen duidelijk effect op de opbrengst (Bouckaert *et al.*, 2010). In 1997 werd in Boutersem op een Vlaamse leembodem (Bijlage experiment 6: toediening van verschillende composthoeveelheden + N-toediening op basis van advies) een lange termijn experiment met GFT-compost aangelegd. De N-opname door de teelten was veelal gelijkaardig omdat de opbrengsten over alle behandelingen (behalve de onbemeste behandeling) niet-significant verschillend waren (Verbeeck *et al.*, 2023a &b). Sinds 2010 wordt op een Vlaamse zandleembodem (Bijlage experiment 7: Merelbeke - wel of geen toediening boerderijcompost en runder- of varkensdrijfmest) bij de toediening van boerderijcompost een toename van het BOC-gehalte

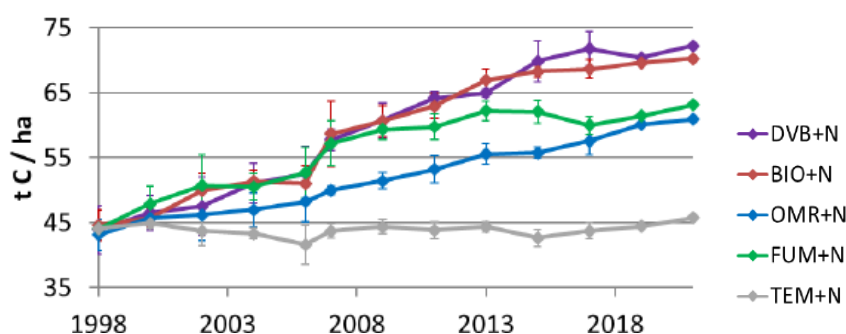
maar geen hogere opbrengsten gemeten (D’Hose *et al.*, 2016). Op een lemige zandbodem met een groenterotatie (Bijlage experiment 8: Sint-Katelijne-Waver - gelijke C-toediening via organische meststoffen + N-toediening op basis van teeltvraag en meting van minerale N (Nmin) - sinds 2006) was er geen positief effect van de hogere BOC-concentratie op de opbrengst van verschillende groenten, met uitzondering van de behandeling zonder organische meststoffen (Figuur 17 - Tabel 6) (De Nies, 2018; Elsen, 2022). Ook in Frankrijk (Bijlage experiment 9: lichte leembodem - gelijke C-toediening via organische meststoffen + N-toediening op basis van de teelt) was er door de toediening van compost een duidelijk effect op de BOC-stock (Figuur 18) maar niet op de opbrengst van korrelmaïs en granen met uitzondering van de onbemeste controlebehandeling (Figuur 19) (Noirot-Cosson *et al.*, 2016; Houot *et al.*, 2018; Parnaudeau *et al.*, 2018; Levasseur & Houot, 2024). Door composttoediening in een tienjarig Oostenrijks experiment (Bijlage experiment 10: lemige kleibodem in Oostenrijk - verschillende compostdosissen) waren de BOC-gehalten significant gestegen t.o.v. de toediening van minerale meststoffen maar waren er geen opbrengstverschillen bij de geteelde aardappelen en granen zonder vanggewassen (Hartl & Erhart, 2005).



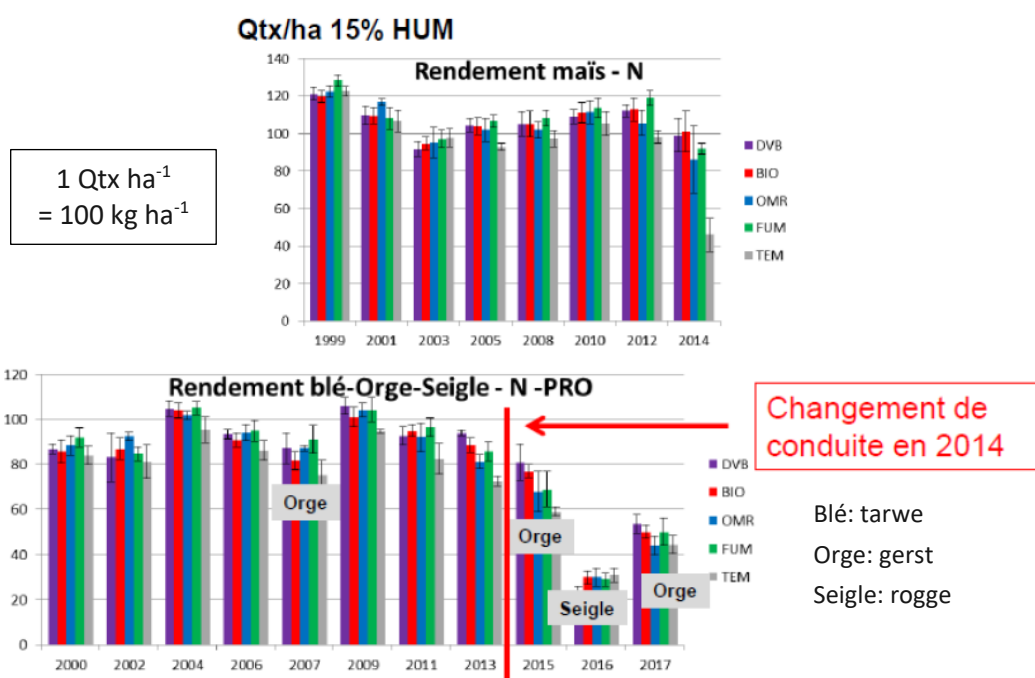
Figuur 17: Opbrengst van groenten (2006 - 2017) (Bijlage experiment 8: lichte leembodem in Sint-Katelijne-Waver / gelijke koolstoftoediening via organische meststoffen om de 2 of 3 jaar + stikstoftoediening op basis van de teelt / sinds 2006) (Bron: De Nies, 2018).

Tabel 6: Koolstofpercentage (BOC %) (meting van 2020) en opbrengst van savooikolen en rode bieten in 2021 (16 jaar na de start). Gelijke letters per kolom op niet-significante verschillen (Bijlage experiment 8: lichte leembodem in Sint-Katelijne-Waver / gelijke koolstoftoediening via organische meststoffen om de 2 of 3 jaar + stikstoftoediening op basis van de teelt / sinds 2006) (Bron: Elsen, 2022).

	BOC %	Savooikolen (kg per stuk)	Rode bieten (ton ha ⁻¹)
GFT-compost	1.9a	1.225b	81b
Groencompost	1.6ab	1.189b	79b
(Boerderijcompost tot 2010 +) additief vanaf 2015	1.5bc	1.274a	95a
Champost	1.6ab	1.212b	93a
Geen organische bemesting	1.2c	1.101c	79b



Figuur 18: Koolstofstock (ton C ha⁻¹) (0 - 30 cm) bij de tweejaarlijkse toediening van 4000 / 2000 kg koolstof ha⁻¹ (1998 - 2013 / vanaf 2015) via compost van groenafval en slib (DVB), groencompost (BIO), GFT-compost (OMR) of stalmest (FUM) en controle (TEM) (aangevuld met minerale meststoffen op basis van meting van minerale stikstof in het voorjaar - teeltrotatie met tarwe - kuilmaïs - gerst) (Bijlage experiment 9 [QualiAgro]: lichte leembodem in Frankrijk / gelijke C-toediening via organische meststoffen + stikstoftoediening op basis van de teelt / sinds 1998) (Bronnen: Houot *et al.*, 2018; Levasseur & Houot, 2024).



Figuur 19: Opbrengst van korrelmaïs (boven) en granen (onder) (Qtz ha⁻¹) bij de tweejaarlijkse toediening van 4000 / 2000 kg koolstof ha⁻¹ (1998 - 2013 / vanaf 2015) via compost van groenafval en slib (DVB), groencompost (BIO), GFT-compost (OMR) of stalmest (FUM) en controle (TEM) (aangevuld met minerale meststoffen op basis van meting van minerale stikstof in het voorjaar) (Bijlage experiment 9 [QualiAgro]: lichte leembodem in Frankrijk / gelijke C-toediening via organische meststoffen + stikstoftoediening op basis van de teelt / sinds 1998) (Bron: Parnaudeau *et al.*, 2018).

Manure Type	Sample Size (n)	Effect (%)	95% CI (%)
Stro & groene oogstresten (vanggewassen of bietenloof)	32	~2.5	~1.0 - 4.0
Stro	20	~1.5	~0.0 - 3.0
Drijfmest	8	~1.0	~-0.5 - 2.5
Stalmest	38	~2.0	~0.5 - 3.5

nvattend kan geconcludeerd worden dat de internationale wetenschappelijke literatuur verdeeld is over de toediening van organische meststoffen op de opbrengsten (Diacono & Montemurro, 2009; de 2016). Verschillen in conclusies zijn gelinkt aan de verscheidenheid in proefopzet. Vaak worden er con evelheden toegediend gedurende de gehele looptijd ongeacht de teelt en type meststof. Son imenten kennen vaste giften van de meststoffen die soms ver onder het advies, soms ver boven het a r wordt in veel experimenten geen rekening gehouden met de N-beschikbaarheid uit meststoffen en/o door bij organische meststoffen eerst relatief minder beschikbare N aanwezig is dan bij de minerale n.

Vanggewassen

van de behandeling en op 1 locatie op basis van beide) gaf de eerste 7 jaren geen effect van de inzaai van vanggewassen op de opbrengst van de volgteelt. Na 7 jaar was er een positief effect van de inzaai van vanggewassen op de opbrengst van de volgteelt (Constantin *et al.*, 2010). Tonitto *et al.* (2006) concludeerden dat er weinig verschil was in de opbrengst van de volgteelt tussen geen of wel een vanggewas met bemesting van de volgteelt op basis van een advies of bij de inzaai van een vlinderbloemig vanggewas met een voldoende N-opname (Tonitto *et al.*, 2006). De N die door het vanggewas opgenomen werd, komt ter beschikking van de volgteelt. Een potentieel nadeel van de inzaai van vanggewassen, vooral in droge jaren, is een lagere waterbeschikbaarheid voor de volgteelt.

✓ **Biologische landbouw**

Gemiddeld is de opbrengst van biologische landbouw lager dan bij gangbare landbouw (Seufert *et al.*, 2012; Bai *et al.*, 2018; de la Cruz *et al.*, 2023). Het verschil is vooral te verklaren door de lagere N-beschikbaarheid bij biologische landbouw (Seufert *et al.*, 2012). Het verschil in opbrengst hangt af van de teelt en kan verkleind worden door een goede keuze van de teeltrotatie en het beheer van de oogstresten. De review van Seufert *et al.* (2012) berekende voor biologische landbouwpercelen een gemiddeld lagere opbrengst van 13 en 34% bij respectievelijk beheer geoptimaliseerd voor biopercelen en bij onaangepast beheer (i.e. zelfde beheer bij bio- en gangbare percelen). Na verschillende jaren biologische landbouw kan de opbrengst lager worden vb. door een hogere ziektedruk (Cooper *et al.*, 2016) of hoger door een verbeterde bodemkwaliteit. De opbrengst van biopercelen is stabielere dan bij gangbare percelen (de Haan *et al.*, 2016).

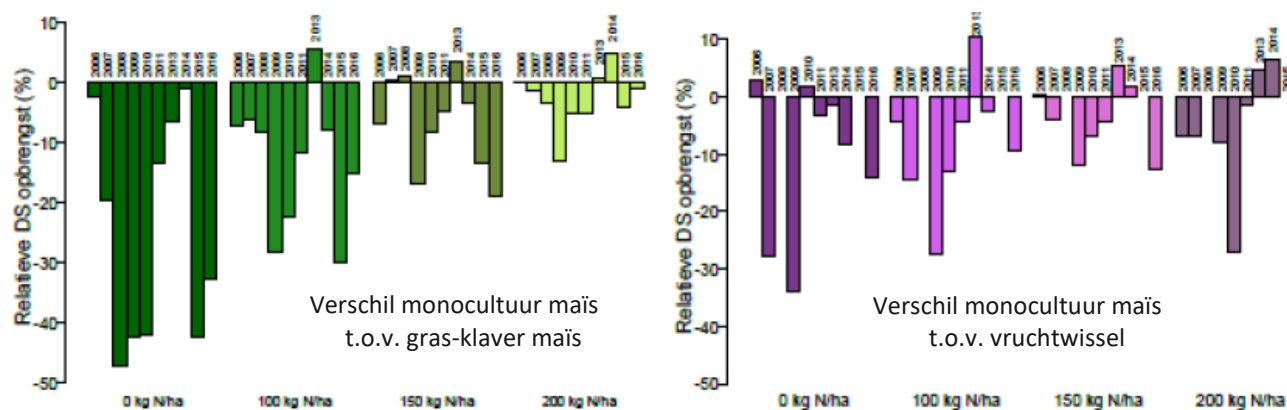
✓ **Teeltrotatie en oogstresten**

* Tijdelijk grasland in een akkerbouwrotatie

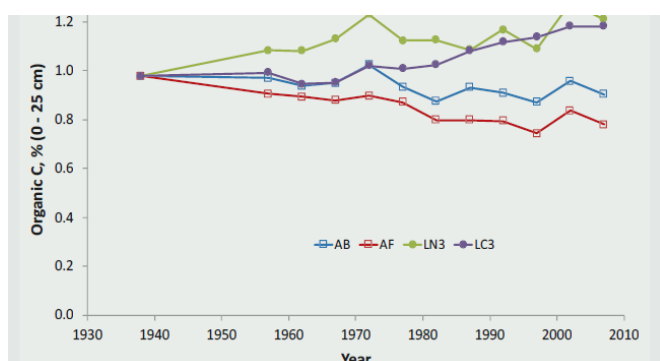
Een vergelijking van de opbrengst van kuilmaïs in monocultuur of in een teelrotatie met enkel akkerbouwteelten t.o.v. wisselbouw (Bijlage experiment 11: kleiige zandbodem in Melle - 3 jaar grasland en 3 jaar akkerbouwteelten) gaf 22 tot 34 jaar na de start van het experiment de hoogste opbrengsten in het wisselbouwsysteem (tweede teelt na grasland). Het positieve effect van wisselbouw was het hoogst indien er geen minerale meststoffen werden toegediend (Nevens & Reheul, 2001). Eenzelfde effect op de opbrengst van maïs werd in een wisselbouw met 2 jaar gras-klaver vastgesteld. Opvallend is dat de monocultuur maïs in 2013 beter scoort dan de maïs in wisselbouw (Figuur 21). Dit is een effect van de aardappelen die in 2012 in alle rotaties werden geteeld. Het doorbreken van een monocultuur met een ander gewas (hier aardappelen) had dus onmiddellijk een gunstig effect. Dit effect ebde vrijwel onmiddellijk terug weg vanaf het moment dat opnieuw voor maïs werd gekozen in het tweede jaar na aardappelen (Bijlage experiment 12: zandleembodem in Bottelare - verschillende N-trappen) (Van de Ven *et al.*, 2018 in Nawara *et al.*, 2021).

In het lange termijn Woburn wisselbouwexperiment (Bijlage experiment 13: ‘sandy loam’ bodem in Engeland - gestart in 1938) werd een hogere wintertarweopbrengst gemeten in het eerste jaar na 3 of 8 jaar grasland met of zonder klaver t.o.v. een akkerbouwteeltrotatie (Figuur 22). De verschillen in opbrengst waren het hoogst bij lage N-bemestingsdosissen. Bij lage N-bemestingsdosissen was er ook een positief effect van de aanwezigheid van de klaver en de graslandperiode (8 t.o.v. 3 jaar). De berekende maximale opbrengst van wintertarwe het eerste jaar na 3 of 8 jaar grasland met of zonder klaver was hoger dan bij een akkerbouwteeltrotatie. De meeropbrengst was het hoogst bij de rotatie met gras-klaver en kon met een lagere aanvulling met minerale meststoffen behaald

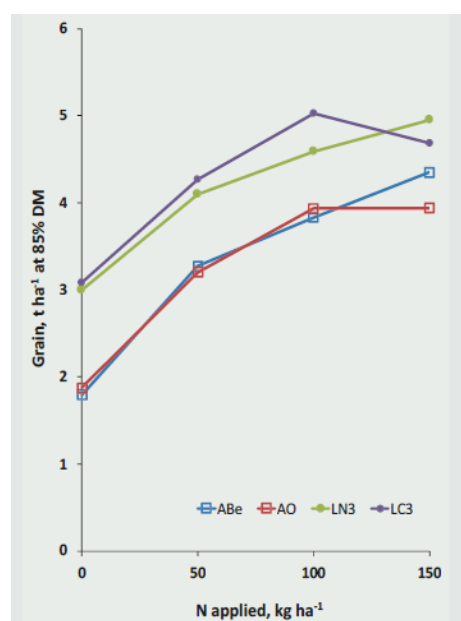
worden. Ook het tweede jaar na het scheuren van het grasland was er een positief effect op de opbrengst van de ingezaaide zomergerst of winterrogge (Johnston *et al.*, 2017; MacDonald *et al.*, 2018; Poulton *et al.*, 2023).



Figuur 21: Maïsoopbrengst van kuilmaïs geteeld in monocultuur t.o.v. kuilmaïs geteeld in rotatie met grasklover (groen) of kuilmaïs geteeld in ruime vruchtwisseling (paars). Negatieve waarden duiden op een minopbrengst van maïs geteeld in monocultuur (Bijlage experiment 12: zandleembodem in Bottelare / verschillende N-trappen / sinds 2006) (Bronnen: Van de Ven *et al.*, 2018 in Nawara *et al.*, 2021).



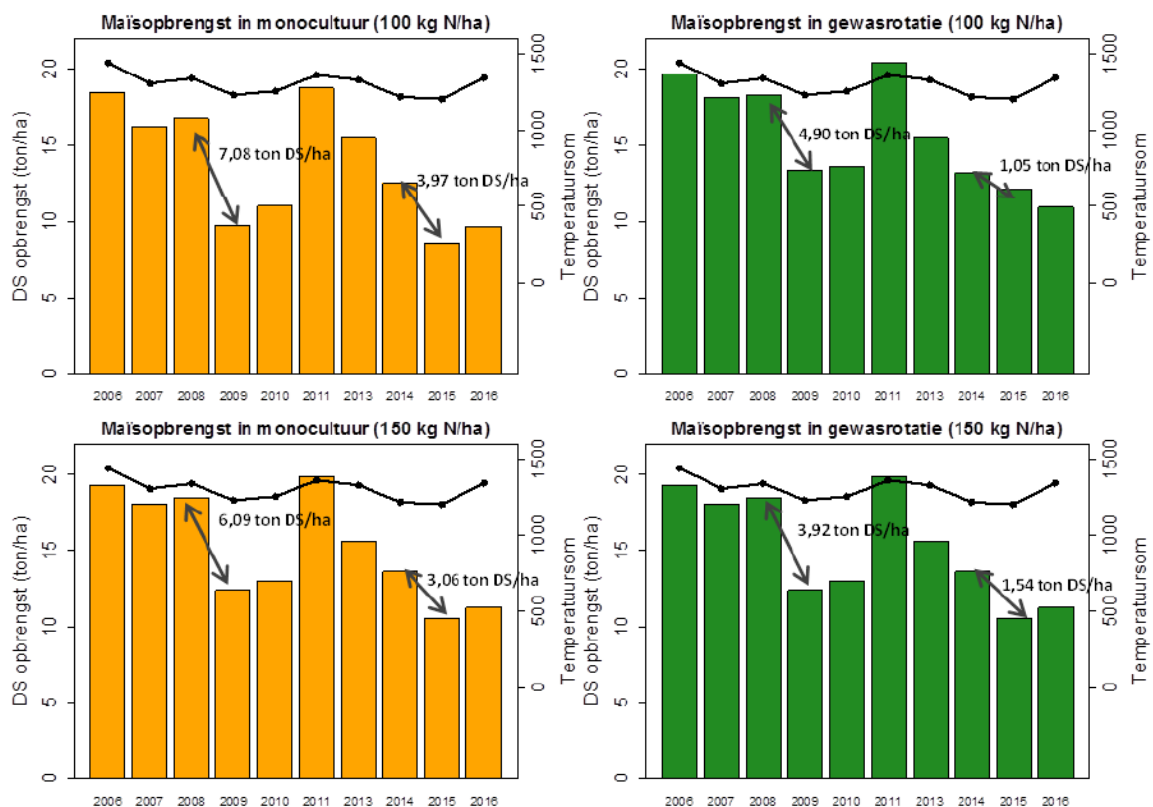
- * AB: continue akkerbouwrotatie
- * AF: continu akkerbouwrotatie met braak
- * LN3: 3 jaar bemest grasland [vroeger begraasd gras-klover] gevolgd door 2 jaar akkerbouwteelten
- * LC3: 3 jaar gras-klover gevolgd door 2 jaar akkerbouwteelten
- * ABe: bonen in continue akkerbouwrotatie [vroeger AB]
- * AO: haver in continue akkerbouwrotatie [vroeger AF]



Figuur 22: Verandering van het bodemorganische koolstofgehalte (%) (0 - 25 cm - 1938 - 2009) (links) en droge stofopbrengst (ton DS ha⁻¹) van winterrogge (2011 - 2015) (winterrogge is tweede teelt na grasland of vermelde teelt) bij verschillende stikstofbestedingshoeveelheden (kg N ha⁻¹) (Bijlage experiment 13 [Woburn wisselbouwwperiment]: 'sandy loam' bodem / teelafhankelijke N-bestedingshoeveelheid / sinds 1938) (Bronnen: Johnston *et al.*, 2017; MacDonald *et al.*, 2018).

* Rotatie van akkerbouwteelten versus monocultuur

Zowel de reviews over de vergelijking van een teelrotatie t.o.v. monocultuur met een negatief, neutraal als positief effect op de BOC-stock stelden een positief effect op de opbrengsten vast (Bai *et al.*, 2018; Sandén *et al.*, 2018; Oldfield *et al.*, 2022). Een vergelijking van de opbrengst van kuilmaïs (Bijlage experiment 11: kleiige zandbodem in Melle) geteeld in monocultuur of in rotatie met voederbieten en veldbonen toonde een (significant) lagere opbrengst bij de monocultuur. Dit gold voor zowel de continue akkerbouwrotatie als de maïs als enige akkerbouwteelt van de wisselbouw. Het effect op de opbrengst was lager dan het effect van een wisselbouw-systeem en lager bij een hogere N-bemestingshoeveelheid (Nevens & Reheul, 2001). Naast de lagere opbrengst van maïs bij monocultuur verkleinde bij een teelrotatie (met granen, voederbieten, erwten en vanggewassen) de variabiliteit tussen jaren (Bijlage experiment 12: zandleembodem in Bottelare) (Figuur 23) (Landschoot *et al.*, 2018).



Figuur 23: Drogestofopbrengst (ton DS ha⁻¹) van kuilmaïs in monocultuur (oranje) en kuilmaïs geteeld in rotatie met andere gewassen (groen) bij een stikstofbemestingsniveau van 100 kg N ha⁻¹ (boven) en 150 kg N ha⁻¹ (onder). De zwarte lijn toont het verloop van de geaccumuleerde temperatuur tijdens het groeiseizoen (Bijlage experiment 12: zandleembodem in Bottelare / sinds 2006) (Bron: Landschoot *et al.*, 2018).

Ook in Broadbalk Wheat Experiment (Bijlage experiment 14: lichte kleibodem - sinds 1843 - metingen 1986 - 2017) werd er een hogere opbrengst van wintertarwe vastgesteld bij een teelrotatie (geteeld na aardappelen of maïs)

t.o.v. monocultuur wintertarwe. Er waren wel grotere verschillen tussen de jaren die toegeschreven werden aan het effect van de voorteelt aangezien er na aardappelen meer N ter beschikking was dan na maïs (Macholdt *et al.*, 2020). Het positieve effect van teeltrotaties op de opbrengst lijkt ruimer dan het effect van de BOS-opbouw vb. het positieve effect van teeltrotatie op de beheersing van ziekten en plagen.

* (Bovengrondse) oogstresten

Er is geen duidelijke trend in het effect van het niet-verwijderen van graanstro op de opbrengsten. Door N-immobilisatie of problemen met het aanleggen van het zaaibed en een ongelijke opkomst van de volgteelt kan er een daling van de opbrengst van de volgteelt zijn (Turley *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2018; Macholdt *et al.*, 2020). Dit risico op ongelijke opkomst is het hoogst bij niet-kerende bodembewerkingen (Turley *et al.*, 2003). In het Broadbalk Wheat Experiment in Rothamsted (Bijlage experiment 14: lichte leembodem - sinds 1843 - metingen 1986 - 2017) werd er geen duidelijk effect van het beheer van graanstro vastgesteld. Bij het onderwerken van stro en het toedienen van stalmest was er een hoger risico op opbrengstderving dan bij het afvoeren van het stro. Bij de combinatie van onderwerken van stro en de toediening van minerale meststoffen was er een trend voor hogere opbrengsten (Macholdt *et al.*, 2020). Ook in Denemarken (metingen op 44 percelen gedurende 28 tot 39 jaar) werd er geen effect van het niet-verwijderen van stro van zomergerst op de opbrengst van de volgteelt gemeten (Jensen *et al.*, 2021; Schjønning, 2023). In Wallonië had het niet-verwijderen van wintertarwestro op korte termijn (eerste 7 jaar) geen effect op de opbrengst (Bijlage experiment 15: zware leembodem in Gembloux - sinds 2008), terwijl in een lange termijn experiment (Bijlage experiment 3: lichte leembodem in Gembloux - sinds 1959) er een positieve trend op de opbrengst was (Buysse *et al.*, 2013a; Hiel *et al.*, 2018).

- ✓ Teeltsystemen in grasland

Er worden lagere graslandopbrengsten gemeten bij begraaasd dan bij gemaaid grasland (Abts *et al.*, 2016). De opbrengst hangt ook af van de intensiteit van het beheer (bemestingsdosis en aantal maaibeurten) (Mestdag, 2015; D'Haene *et al.*, 2014). Grasland wordt vernieuwd om een hogere opbrengst met een goede kwaliteit te realiseren (De Vlieghe *et al.*, 2015).

✓ **Teeltsysteem in akkerbouwteelten**

Er is een risico op een lagere opbrengst bij meerdere jaren agroforestry maar niet bij een recente aanplant. De opbrengstdaling is hoger bij zomerteelten zoals maïs en aardappelen dan bij winterteelten zoals winter tarwe (Pardon *et al.*, 2018).

- ✓ Niet-kerende bodembewerkingen

De opbrengst bij directzaai is meestal lager en soms gelijk aan de opbrengst bij geploegde percelen. De grote verschillen in de effecten van directzaai op de opbrengst zijn te verklaren door de teelt en het klimaat (Bai *et al.*, 2018, Cui *et al.*, 2024). Het negatief effect van directzaai op de opbrengst kan verkleind worden door een goed beheer van de oogstresten en een aangepaste teeltrotatie (Cui *et al.*, 2024). In een meta-data-analyse van 47

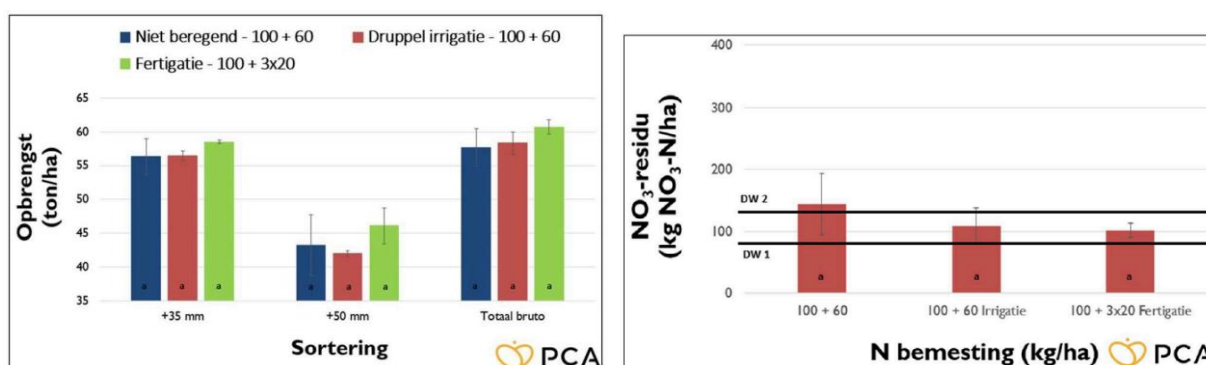
Europese studies vergeleken Van den Putte *et al.* (2010) opbrengsten van maïs, suikerbiet, aardappel en zomer- en wintergranen onder ploegen, gereduceerde bodembewerkingen en directzaai. Daaruit bleek dat hoewel omschakeling naar gereduceerde bodembewerkingen in Europa tot een opbrengstdaling kan leiden deze effecten vaak beperkt zijn, met een gemiddelde afname van 4.5%. Onder directzaai werd een iets grotere afname van gemiddeld 8.5% gemeten. Die reductie zou bovendien enkel plaatsvinden bij de teelt van korrelmaïs en wintergranen in teeltrotaties met enkel granen. Een mogelijke verklaring, met name voor maïs zou de gevoeligheid van wortels voor wijzigingen in bodemdichtheid kunnen zijn. De opbrengstdervingen onder gereduceerde bodembewerkingen zijn het grootst bij zandige bodems, en dit vooral voor korrelmaïs. Hoe minder diep de bewerking, hoe groter ook het risico op opbrengstderving, en dit voor alle bodemtypes (Van den Putte *et al.*, 2010). De opbrengsten bij gereduceerde bodembewerkingen was bij biopercelen lager dan bij diep geploegde percelen maar vergelijkbaar met ondiep geploegde percelen. De opbrengstderving was lager bij wortelteelten waarbij er extra bodembewerkingen plaatsvonden voor de zaaibedbereiding of de aanmaak van ruggen (Cooper *et al.*, 2016).

✓ Bekalking

Zowel bij akkerland als bij grasland worden er op mondiaal niveau hogere opbrengsten gemeten na het bekalken (Nyborg & Hoyt, 1978; Li *et al.*, 2019; Abdalla *et al.*, 2022). De meeropbrengst hangt af van de pH voor het bekalken, de bekalkingshoeveelheid en de gevoeligheid van de teelt voor de pH (Holland *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019). Het effect op de opbrengst en de N-opname kan tot 3 jaar duren, maar is het hoogst in het eerste jaar (Nyborg & Hoyt, 1978; Anonymus, 2019).

✓ Irrigatie

Irrigatie verhoogt de waterbeschikbaarheid en kan, afhankelijk van de weersomstandigheden tot hogere opbrengsten leiden (Janssens, 2014; Vandewoestijne, 2021; Maenhout *et al.*, 2024). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 24 voor een aardappelteelt in het relatief droge jaar 2020 (Vandewoestijne, 2021).



Figuur 24: Aardappelopbrengst en sortering (ton ha⁻¹) (links) en nitraatstikstofresidu op het einde van de teelt (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) (Vlaams zandleemperceel 2020) (Bron: Vandewoestijne, 2021).

De toediening van biochar zou volgens de reviews van Crane-Droesch *et al.* (2013), Jeffery *et al.* (2017) en Liu *et al.* (2018) de opbrengst op mondiaal niveau verhogen. De hoogste toename wordt vastgesteld bij zandbodems met een slechte bodemstructuur en in situaties met een lage N-beschikbaarheid (Crane-Droesch *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2018). De review van Jeffery *et al.* (2017) besloot dat de toediening van biochar een positief effect heeft op de opbrengst in de tropen maar niet in regio's met een gematigd klimaat. In regio's met een gematigd klimaat zijn de bodemomstandigheden beter zodat een pH verhoging bij bodems met een goede pH door de toediening van biochar zelfs een negatief effect op de opbrengst kan hebben (Jeffery *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2018).

3.4 CONCLUSIE

Verskillende maatregelen kunnen de BOS-hoeveelheden in de bodem verhogen. Het is moeilijk om de effectiviteit van deze maatregelen in te schatten omdat de BOS-concentratie bij het begin van een experiment, de periode van toepassing van de maatregel, het kleipcentage en de controlebehandeling een sterke invloed op de conclusies hebben. Reviews waarbij de bodemeigenschappen en klimaat niet meegenomen worden, kunnen zodoende een vertekend beeld geven.

De meest effectieve maatregelen om de BOS-hoeveelheid in Vlaanderen te verhogen, zijn wisselbouw (afwisseling van grasland en akkerbouwperiode) en de toediening van compost, biochar en stalmest. Ook teeltrotatie (incl. vanggewassen en oogstresten), biologische landbouw en bekalking kunnen een duidelijk positief effect op de BOS-concentratie hebben. Na meerdere jaren heeft agroforestry een positieve invloed op de BOS-concentratie in de buurt van de bomen. Bij grasland kan de BOS-concentratie via het beheer beïnvloed worden. Bij de toepassing van niet-kerende bodembewerkingen daarentegen neemt de BOS-hoeveelheid in de 0 - 60 cm of dieper niet toe.

Er werd minder vaak een effect op de opbrengst dan op de BOS-concentratie vastgesteld. Het bepalen van het effect van de maatregelen op de opbrengst wordt bemoeilijkt door het feit dat er in experimenten meestal geen rekening gehouden wordt met de verschillen in N-beschikbaarheid tussen verschillende behandelingen. Op korte termijn is er immers minder N ter beschikking bij de toediening van organische meststoffen en op lange termijn komt er extra N vrij uit het BOS. Vooral teeltrotaties (wisselbouw en doorbreken van monocultuur), bekalking, irrigatie en de toediening van compost hebben een potentieel positief effect op de opbrengst. Daarnaast leiden maatregelen die de BOS-concentraties verhogen tot kleinere opbrengstverschillen tussen jaren. Een goede bodemkwaliteit resulteert namelijk in een robuuster systeem dan bij een slechte bodemkwaliteit. Maatregelen die een positief effect op de BOS-concentratie hebben, kunnen echter ook een negatief effect op de opbrengst hebben. De opbrengst van biologische landbouw is lager dan gangbare landbouw wellicht o.w.v. de lagere N-beschikbaarheid. Door een hogere bodemdichtheid kan de opbrengst bij niet-kerende bodembewerkingen lager zijn dan bij ploegen.

4 BODEMORGANISCHE STOF EN HET RISICO OP STIKSTOFVERLIEZEN

4.1 INLEIDING

In het N-(eco)²-project (2002) werd in functie van de temperatuur, de bodemtextuur en het BOC-gehalte de maandelijkse mineralisatie bij niet-limiterend vochtgehalte gemodelleerd (Tabel 7). Een verhoging van het BOC-gehalte met 0.1% bij (zeer) lage BOC-gehaltes resulteert in een gemodelleerde jaarlijkse toename van de N-vrijstelling van 12 tot 18 kg N ha⁻¹. Bij hogere BOC-gehaltes is de jaarlijkse toename van de N-vrijstelling kleiner. Een verhoging van het BOC-gehalte met 0.1% bij BOC-gehaltes net onder of in de streefzone resulteert in een jaarlijkse toename van de N-vrijstelling van 8 tot 12 kg N ha⁻¹ (N-(eco)², 2002).

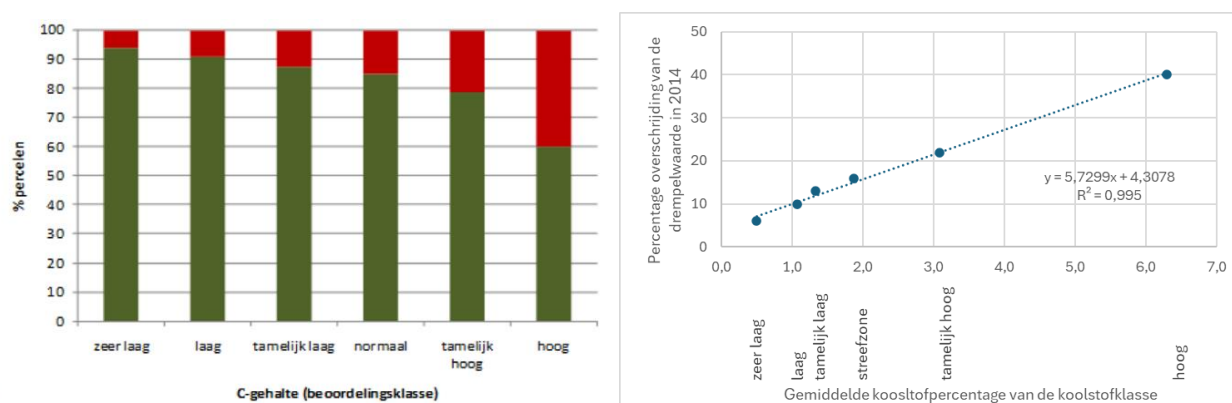
Tabel 7: Maandelijkse stikstofmineralisatie (kg N ha⁻¹) in functie van de bodemtextuur en het bodemorganische koolstofgehalte (% BOC) (Bron: N-(eco)², 2002).

		jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
zand	2.3	11.5	11.5	16.6	19.7	26.9	33.5	36.6	36.0	31.4	20.9	15.8	12.5	275.7
	1.8	9.1	9.1	13.1	15.6	21.3	26.4	28.9	28.4	24.8	16.5	12.5	9.8	217.6
	1.5	6.9	6.9	9.9	11.8	16.1	20.0	21.9	21.5	18.8	12.5	9.4	7.4	164.6
zandleem	1.3	7.4	7.4	10.6	12.6	17.2	21.4	23.4	23.1	20.1	13.4	10.1	8	176.2
	1.1	6.4	6.4	9.2	11.0	14.9	18.6	20.3	20.0	17.5	11.6	8.8	6.9	153.1
	0.7	3.9	3.9	5.7	6.7	9.2	11.4	12.5	12.3	10.7	7.1	5.4	4.3	93.8
leem	1.4	6.5	6.5	9.4	11.2	15.3	19.0	20.8	20.4	17.8	11.8	9.0	7.1	156.4
	1.2	5.9	5.9	8.5	10.1	13.8	17.1	18.8	18.4	16.1	10.7	8.1	6.4	141.3
	0.9	4.4	4.4	6.3	7.5	10.2	12.7	13.9	13.7	11.9	7.9	6.0	4.7	104.5

Zowel in Vlaanderen (Figuur 25) als Wallonië voldeden procentueel minder percelen met een hoger BOC-gehalte aan de geldende NO₃⁻-N-residu-drempelwaarden¹⁴ (in Vlaanderen en Wallonië respectievelijk 90 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ en de teeltafhankelijke wettelijke jaarafhankelijke drempels) in het najaar (N-(eco)², 2002; Nawara *et al.*, 2021; Vandenberghen & Colinet, 2017; D'Haene & Hofman, 2022). Dit kan enerzijds op duiden dat bij het bepalen van de N-bemestingshoeveelheid de extra N-vrijstelling door een verhoogde N-mineralisatie niet voor alle percelen voldoende in rekening gebracht werd (Siddique *et al.*, 2012). Anderzijds kan de N-vraag tijdens het najaar lager zijn dan de N-levering via mineralisatie in bodems met een hoog BOC-gehalte. Om lage NO₃⁻-N-residu's in het najaar te kunnen realiseren, is het belangrijk dat de N-bemesting en de N-vraag van de teelt in ruimte en tijd samenvallen. In Vlaanderen hangt het gebrek aan synchronisatie van het N-aanbod en de N-vraag hoofdzakelijk af van de bodemtemperatuur en -vochtgehalte. In het najaar, bij een hoge temperatuur en voldoende vocht, kan de N-vraag lager zijn dan de N-levering via mineralisatie (De Neve, 2017; Sieling, 2019). De modellering van het N-(eco)²-project gaf aan dat tussen half augustus tot eind oktober 29% van de N-mineralisatie plaatsvindt (N-(eco)², 2002). Metingen

¹⁴ Nitraatuitloging doet zich voor wanneer er bij een neerwaartse waterbeweging (drainage) nitraatstikstof (NO₃⁻-N) uit het bodemprofiel wordt uitgespoeld. Omdat NO₃⁻-uitloging uit Europese landbouwpercelen hoofdzakelijk tot de herfst en winter beperkt is, worden NO₃⁻-N-residumetingen voor de winter als een indicator van de potentiële N-druk vanuit de landbouw naar het grond- en oppervlaktewater gebruikt (Schröder *et al.*, 2004; Buczko & Kuchenbuch, 2010).

op De Marke (Nederland) duiden voor deze periode van half augustus tot einde oktober (1993 - 2005) voor maïs- en graslandpercelen op respectievelijk gemiddeld 25% en 27% van de jaarlijkse N-mineralisatiehoeveelheden (Verloop *et al.*, 2007).

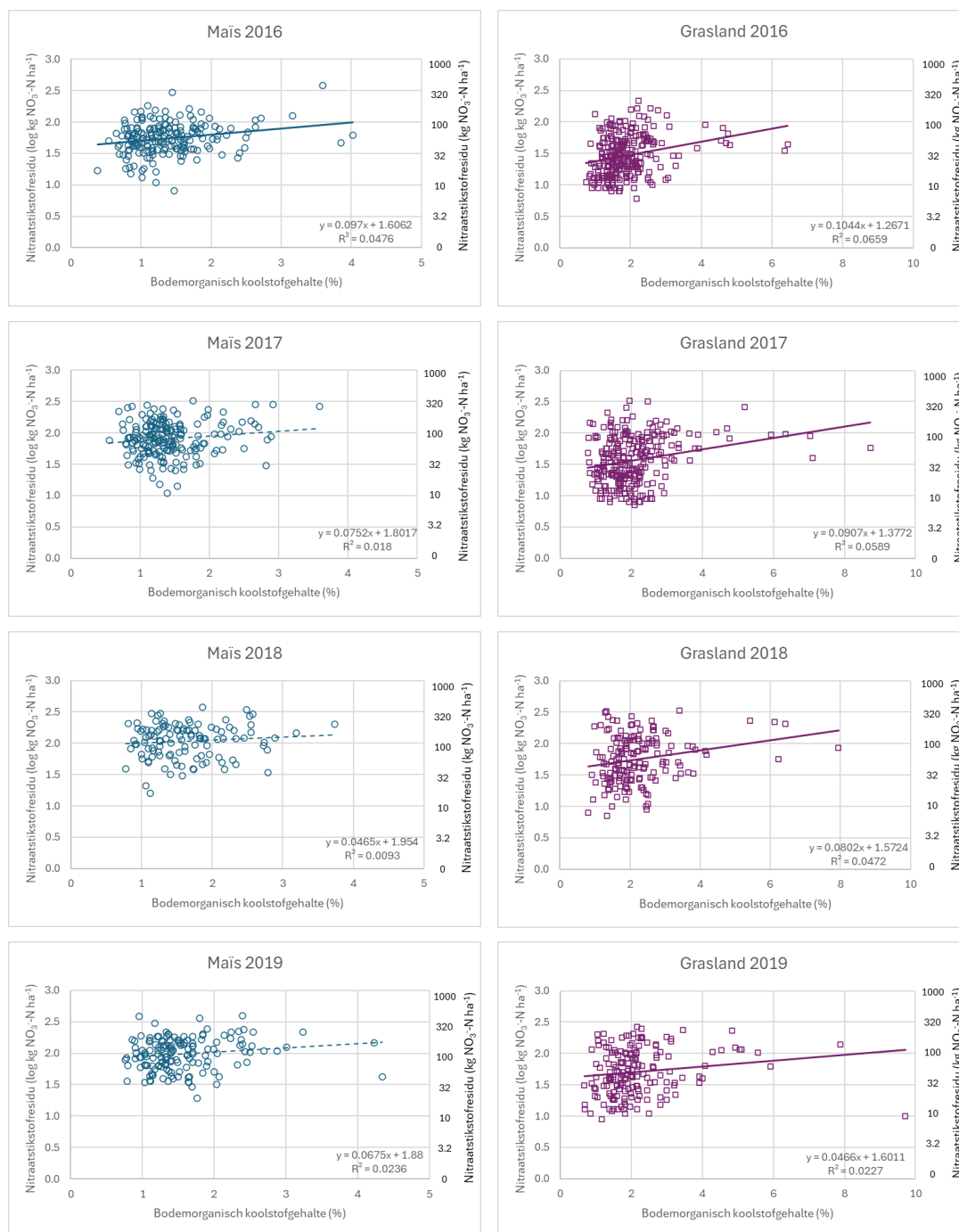


Figuur 25: Percentage (%) van het aantal metingen onder/boven de nitraatstikstofresiduwaarde van 90 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ in functie van het koolstofgehalte van de bodem (staalname 2014) (Naar: Nawara *et al.*, 2021; Tits *et al.*, 2024).

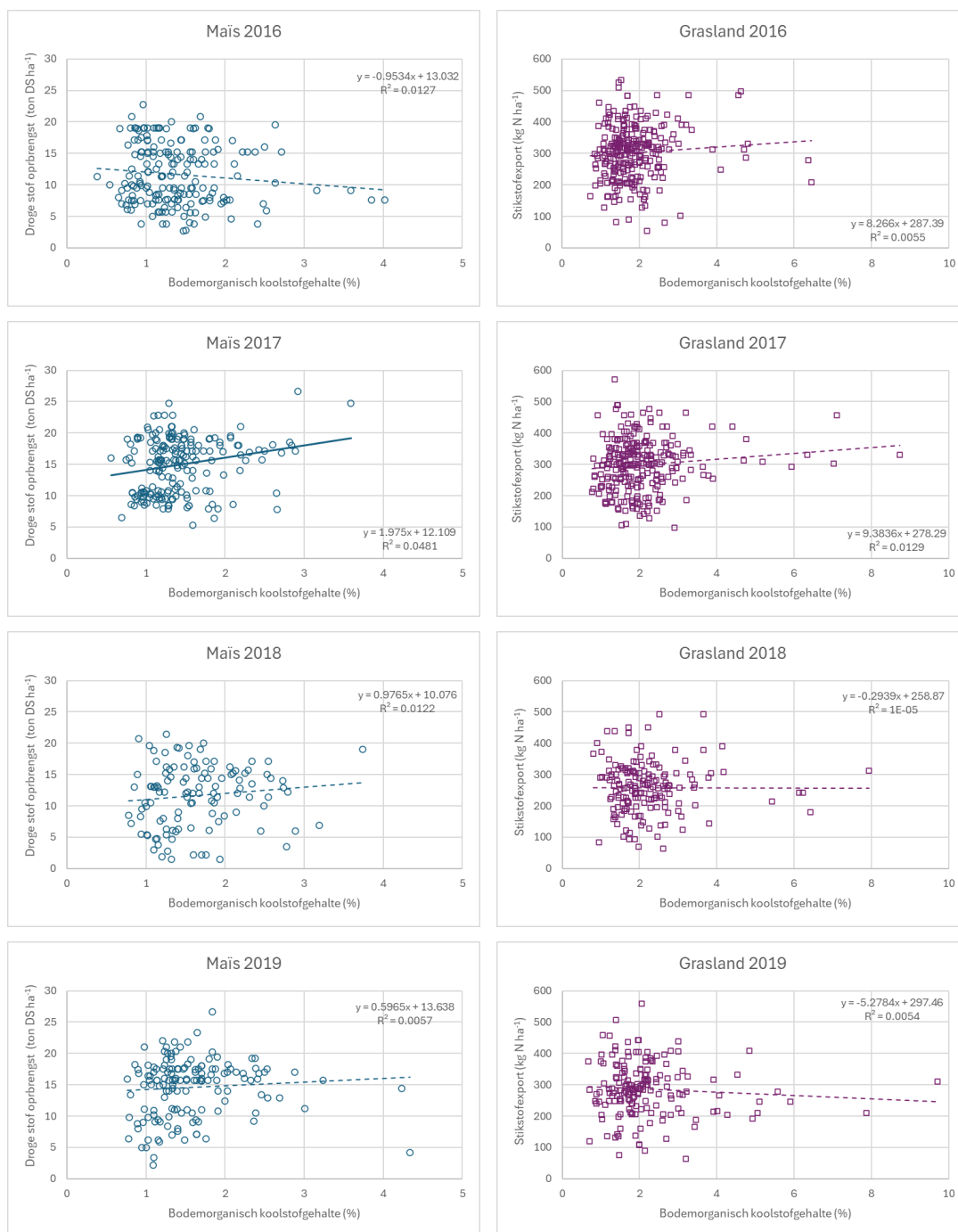
Ook in het derogatiemonitoringsnetwerk werd op maïs- en graslandpercelen een statistisch significant positief effect van het BOC-gehalte op het NO₃⁻-N-residu gemeten in de jaren van 2016 - 2019 waargenomen (Odeurs *et al.*, 2020). Omwille van de belangrijke impact van de teelt en de weersomstandigheden op het NO₃⁻-N-residu werden de correlaties tussen BOC-gehalte op het NO₃⁻-N-residu voor maïs- en graslandpercelen voor de 4 meetjaren afzonderlijk bekeken. Enkel de percelen waarbij het NO₃⁻-N-residu tot 90 cm kon gemeten worden en waarvan het BOC-gehalte, bodem-pH en bemestingshoeveelheid gekend waren, werden voor de analyse gebruikt. De informatie over de bemestingsdosissen, het beheer en de opbrengsten werden via een enquête verzameld (Odeurs *et al.*, 2020). De residu's werden loggetransformeerd.

Er werden hogere NO₃⁻-N-residu's gemeten bij maïspercelen dan bij grasland (Figuur 26). In 2016 met een gemiddelde temperatuur en neerslaghoeveelheid en in het droge en warme jaar 2018 werden gemiddeld respectievelijk de laagste en hoogste NO₃⁻-N-residu's gemeten.

Bij de maïspercelen was er een positieve correlatie tussen het BOC-gehalte en het gemeten NO₃⁻-N-residu tot 90 cm, maar de correlatie was enkel significant in 2016. Ondanks de gemiddelde weersomstandigheden in 2016 viel er, vooral in het oosten van Vlaanderen, eind mei / begin juni veel regen zodat in de regio's met veel neerslag de maïs laat werd ingezaaid (Odeurs *et al.*, 2020). De hoogste BOC-gehalten op zandige bodems komen in de Kempen voor. Dit resulteerde op deze percelen in een lage opbrengst (Figuur 27) en een hoog NO₃⁻-N-residu. Ondanks de significante correlatie tussen het BOC-gehalte en het gemeten NO₃⁻-N-residu is de R² zeer laag wat aangeeft dat het BOC-gehalte slechts een beperkte verklaring voor de gemeten NO₃⁻-N-residu's heeft. In 2017 was er een significant positieve correlatie tussen het BOC-gehalte en de drogestof opbrengst van de maïs (Figuur 27). Dezelfde trend werd in 2018 en 2019 vastgesteld. De omgekeerde trend in 2016 is mogelijk gerelateerd met de late zaai van de maïs in het oosten van Vlaanderen. De N-bemestingshoeveelheden werden in de verschillende meetjaren niet voor alle percelen aangepast aan de verhoogde N-vrijstelling bij een hoger BOC-gehalte (Figuur 28).



Figuur 26: Nitraatstikstofresidu (kg NO₃-N ha⁻¹) in de sperperiode in functie van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) (0 - 30 cm) op maïs- en graslandpercelen (2016 - 2019). De volle en stippellijn duiden respectievelijk op een significante en niet-significante regressie (Gebaseerd op Odeurs *et al.*, 2020).



Figuur 27: Droge stofopbrengst (ton DS ha⁻¹) op maïspercelen en stikstofexport (kg N ha⁻¹) van graslandpercelen (2016 - 2019) in functie van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) (0 - 30 cm). De volle en stippellijn duiden respectievelijk op een significante en niet-significante regressie (Gebaseerd op Odeurs *et al.*, 2020).

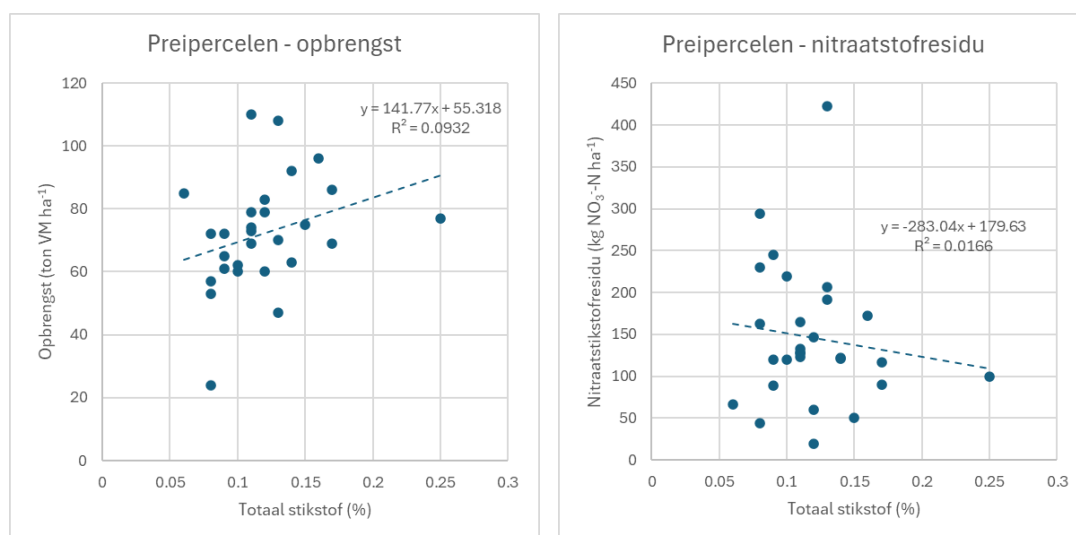


Figuur 28: Toegediende hoeveelheid werkzame stikstof (kg N ha⁻¹) in functie van het bodemorganisch koolstofgehalte (%) (0 - 30 cm) op maïs- en graslandpercelen (2016 - 2019). De volle en stippellijn duiden respectievelijk op een significante en niet-significante regressie (Gebaseerd op Odeurs *et al.*, 2020).

Voor de graslandpercelen was de positieve correlatie tussen het BOC-gehalte en het gemeten NO_3^- -N-residu voor de 4 meetjaren significant (Figuur 26). De N-bemestingshoeveelheden werden in de verschillende meetjaren in de graslandpercelen ook niet steeds aangepast aan de verhoogde N-vrijstelling bij een hoger BOC-gehalte (Figuur 28) terwijl de opbrengsten niet hoger waren met uitzondering van 2017 (Figuur 27). Echter de percelen met een hoger BOC-gehalte kunnen een intensiever maaibeheer of begrazing hebben wat de niet-verlaagde N-bemestingshoeveelheden en de hogere opbrengsten in 2016 en 2017 kan verklaren.

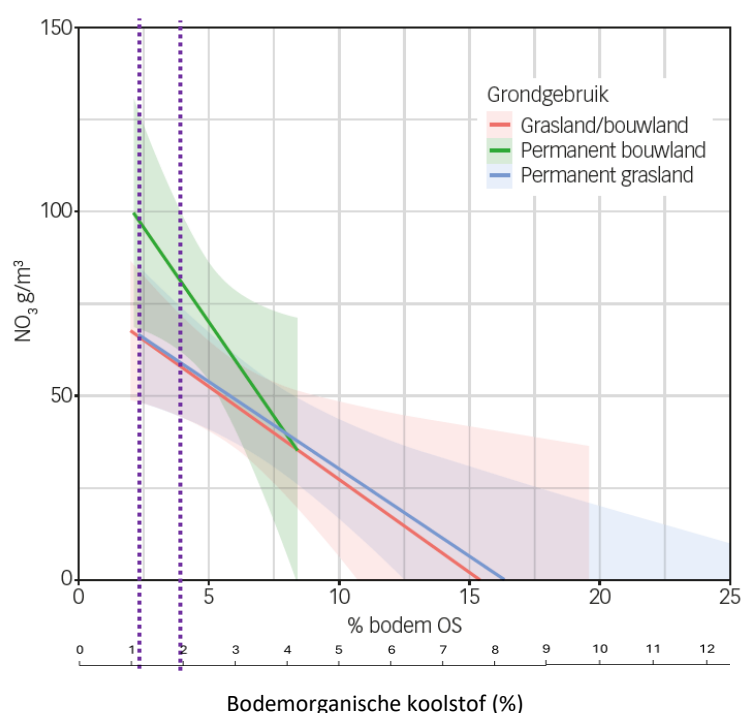
De resultaten van het derogatienetwerk (2016 - 2019) tonen dat een hoger BOC-gehalte niet noodzakelijk leidt tot hogere gemeten NO_3^- -N-residu's. Omdat de N-bemestingshoeveelheid vaak niet aangepast is aan het aanwezige BOC-gehalte is het niet mogelijk om het effect van de N-mineralisatie in het najaar in te schatten. De invloed van het BOC-gehalte op de gemeten NO_3^- -N-residu's is echter beperkt en het effect van andere factoren bemoeilijkt de analyse.

De Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM) stelt op basis van een internationaal literatuuroverzicht dat zowel een hogere als lagere NO_3^- -uitloging bij hogere BOS-gehaltes kunnen gemeten worden. Lagere NO_3^- -N-residu's in het najaar en dus een lagere NO_3^- -uitloging bij hogere BOC-gehaltes kunnen verklaard worden door een hogere N-opname als gevolg van een betere bodemkwaliteit en/of een hogere denitrificatiecapaciteit (CDM, 2017) vb. metingen op 28 Vlaamse tuinbouwpercelen in het droge jaar 2009 toonden dat een hoger totaal stikstof- (TN) gehalte (= som van de organische N in BOS en N_{min}) in een hogere opbrengst van prei resulteerde maar in een lager NO_3^- -N-residu (niet-significant) door een betere N-benutting van de voor de plant beschikbare N (Willekens, 2016).



Figuur 29: De versopbrengst van prei (ton VM ha⁻¹) en nitraatstikstofresidu (kg NO_3^- -N ha⁻¹) in de sperperiode in functie van de totale stikstof (%) (= som van de organische N in de bodemorganische stof en minerale N) (0 - 30 cm) op 28 tuinbouwpercelen in 2009 (Naar: Willekens *et al.*, 2016).

Door van der Wal *et al.* (2019) werd bij 243 zandbodems van Nederlandse melkveebedrijven onderzocht of er een relatie is tussen het BOS-gehalte (gemeten in de 0 - 10 cm en 0 - 25 cm in respectievelijk grasland- en akkerpercelen) en de NO_3^- -concentraties in het grondwater. Er werd voor beiden een 12-jarig gemiddelde (2008 - 2016) berekend (Figuur 30). Er werd een onderscheid gemaakt tussen permanent grasland (= laatste 5 jaar gras en minimaal 9 jaar gras in 12 jaar - 36 percelen), rotatie grasland/akkerland (116 percelen) en permanent akkerland (= in 12 jaar maximaal 3 x gras, waarbij maximaal 1 x gras in laatste 5 jaar - 91 percelen) (van der Wal *et al.*, 2019).



Figuur 30: Regressielijnen tussen nitraatconcentratie ($\text{g NO}_3 \text{ m}^{-3}$) in het bovenste grondwater en percentage bodemorganische stof (% bodem OS) (en % bodemorganische koolstof) per type landgebruik voor de periode 2008 - 2016. De gekleurde schaduw geeft het 95 procent betrouwbaarheidsinterval van de regressielijn aan. De stippellijnen geven de streefzone in het kader van de Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte'. De omrekening van het bodemorganisch koolstof- (BOC) naar stof- (BOS) gehalte gebeurde op basis van de vaststelling dat ongeveer gemiddeld 50% van het BOS uit BOC bestaat (Bronnen: van der Wal *et al.*, 2019; Anonymus, 2024c).

De variatie tussen percelen, zowel in de NO_3^- -concentratie als in het BOS-gehalte, was zeer groot. De NO_3^- -concentratie in het bovenste grondwater was gemiddeld veel hoger onder permanent akkerland dan onder grasland in rotatie met akkerland en onder permanent grasland (van der Wal *et al.*, 2019).

Hogere BOS-gehalten correleerden met lagere NO_3^- -concentraties onafhankelijk van het landgebruik. Een hoger BOS-gehalte en een verbeterde bodemkwaliteit zorgen voor een betere bodemstructuur waardoor planten beter kunnen wortelen en N kunnen opnemen, wat weer kan bijdragen aan het verminderen van NO_3^- -uitloging naar het grondwater (van der Wal *et al.*, 2019). Bij een hoger BOS-gehalte mag in de regel een hoger N-vrijstelling via

mineralisatie worden verwacht, maar dit hangt ook af van de C:N-verhouding van de BOS. Afhankelijk van de ouderdom van de BOS kan de C:N-verhouding veranderen. Oude, stabiele BOS, zoals in veengronden heeft een hogere C:N-verhouding (> 20) dan jong BOS op duinzandgronden (10 - 15). Daardoor levert oud BOS minder N dan jong BOS (Nutrinorm, 2025). Dit kan mee verklaren waarom er een daling van de NO_3^- -concentratie gemeten werd bij hogere BOS-gehalten. De N-levering uit mineralisatie zal waarschijnlijk niet evenredig toenemen, gezien tegelijkertijd een hogere C:N-verhouding verwacht wordt. Daarnaast kan er uit bodems met meer BOS, meer opgelost BOC uitspoelen dat resulteert in een verhoogde denitrificatie in het grondwater.

In Nederland zijn er in de diepere bodemlagen vaak lagen aanwezig die rijk zijn aan OS, zoals veenlagen, die kunnen bijdragen aan denitrificatie. In verschillende zandgronden kunnen deze lagen wel of niet aanwezig zijn, en dit zou kunnen verklaren waarom er zoveel variatie in NO_3^- -concentraties tussen de verschillende percelen gevonden werd. Naast verschillen in bodemprofielen kunnen verschillende grondwaterstanden tussen percelen ook bijdragen aan de variatie in NO_3^- -concentraties door gasvormige verliezen via denitrificatie. Deze grote variatie in NO_3^- -concentraties is duidelijk te zien in Figuur 30 (schaduwvlakken) (van der Wal *et al.*, 2019).

Onder grasland bouwt BOS vooral in de eerste jaren snel op. Door het scheuren van grasland kan de opgebouwde BOS door het bodemleven weer snel afgebroken worden. Dit verklaart waarom de BOS-gehalten in grasland in rotatie met akkerland lager zijn dan die van permanent grasland. Ondanks de snelle afbraak van BOS-gehalte, zijn de NO_3^- -concentraties in het grondwater toch lager dan bij continue akkerbouwteelten. Dit hangt waarschijnlijk samen met de opname van het vrijgekomen N door het volggewas, en toename in denitrificatie door de aanwezigheid van makkelijk afbreekbaar BOS (van der Wal *et al.*, 2019).

4.2 EFFECT VAN MAATREGELEN DIE BODEMORGANISCHE STOF OPBOUW EN OP STIKSTOFVERLIEZEN

✓ Inleiding

Er zijn weinig experimenten waar het risico op NO₃⁻-uitlogging door een aangepast beheer begroot wordt. In deze literatuurstudie werd per vermelde maatregel met een potentieel positief effect op het BOC-gehalte nagegaan wat het effect op het NO₃⁻-N-residu's in het najaar en / of het risico op NO₃⁻-uitlogging is. Indien beschikbaar werden reviews of meta-data-analyses gebruikt.

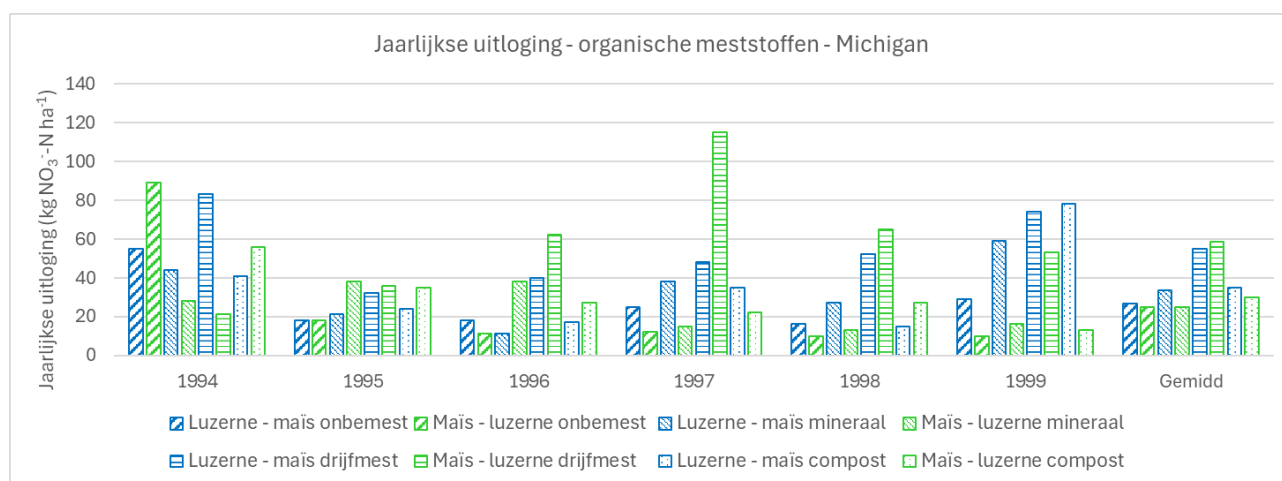
✓ **Organische bemesting**

In de literatuur werd er gezocht naar experimenten met minstens één dosis van organische meststoffen die binnen wetgeving toegepast mogen worden en waar het NO_3^- -N-residu's in het najaar, de NO_3^- -uitloging of beide gemeten werden. De experimenten worden vermeld in functie van de duur van toediening van de organische meststoffen.

In Nederland werd er op 2 zandbodems (2018 - 2020) (Bijlage experiment 16: dezelfde hoeveelheid aan werkzame N toegediend) het effect van runderdrijfmest en compost bij maïs gevolgd door raaigras onderzocht. Er werd een niet-significante toename van het BOC-gehalte gemeten. Er werd geen verschil in de opbrengst en de NO_3^- -N-

residu's in het najaar vastgesteld. Dit werd verklaard door de korte periode van de toediening van de organische meststoffen (Postma *et al.*, 2021). In een vijfjarig experiment op een Franse zandbodem met een teeltrotatie met groenten en granen (Bijlage experiment 5) werd 240 kg N ha⁻¹ via minerale of organische meststoffen toegediend. Met lysimeters werd de hoogste NO₃⁻-uitloging bij minerale meststoffen gemeten (47% van de toegediende N-hoeveelheid), gevolgd door gecomposteerde mest (35% van de toegediende N-hoeveelheid), GFT-compost (8.5% van de toegediende N-hoeveelheid) en controle met minerale meststoffen en kreupelhout-compost (0%) (Leclerc *et al.*, 2012 in Amlinger *et al.*, 2003; in Erhart *et al.*, 2007; in Siedt *et al.*, 2021).

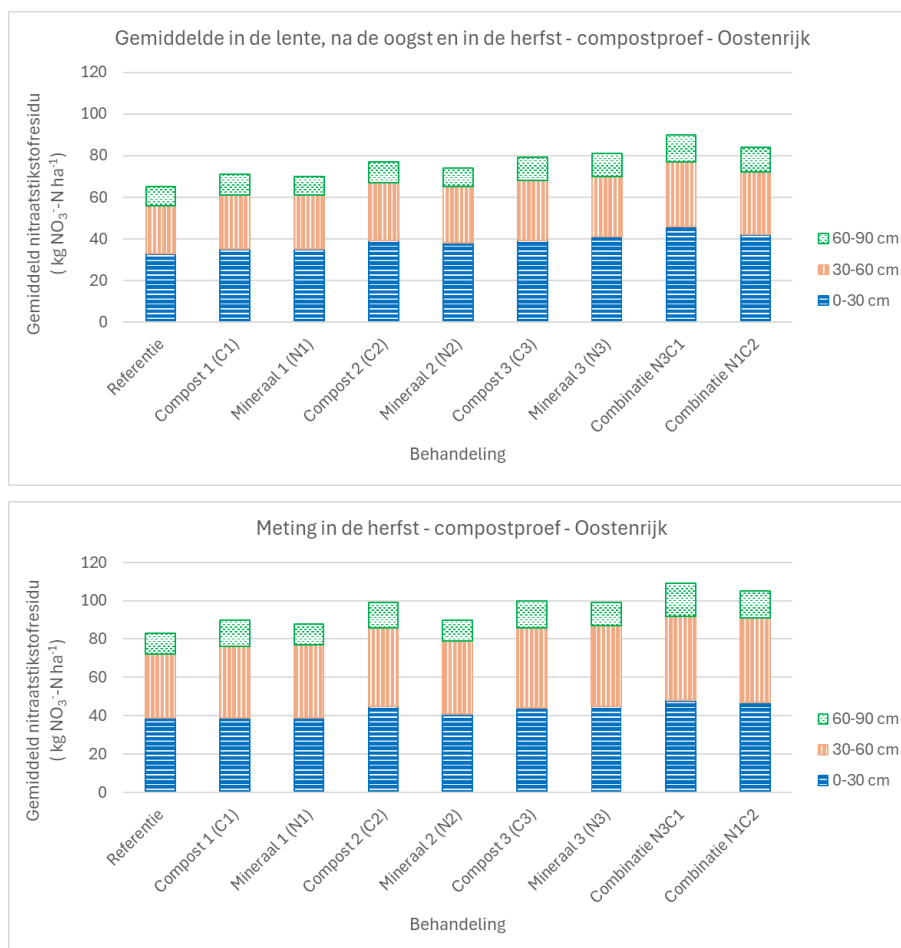
In een zesjarig experiment op een kleibodem met mais en luzerne werd N toegediend via minerale meststoffen (120 kg N ha⁻¹), melkveedrijfmest (18 ton ha⁻¹) of compost (30 ton ha⁻¹) (Bijlage experiment 17: Michigan) bij de teelt van de maïs vergeleken. Er waren geen significante opbrengstverschillen tussen de behandelingen, ook niet met de onbemeste referentie. De hoogste gemiddelde NO₃⁻-uitloging (1 lysimeter per behandeling) werd bij de toediening van melkveedrijfmest gemeten. De NO₃⁻-uitloging bij compost en minerale meststoffen waren ongeveer gelijk en de onbemeste plots hadden de laagste NO₃⁻-uitloging (Figuur 31). Er waren per lysimeter grote verschillen tussen de jaren die gelinkt zijn aan de weersomstandigheden en de teelt (Basso & Ritchie, 2005).



Figuur 31: Jaarlijkse nitraatuitloging (kg NO₃-N ha⁻¹) voor verschillende behandelingen (onbemest, minerale meststoffen, compost en melkveedrijfmest) een teeltrotatie met 3 jaar maïs gevolgd door 3 jaar luzerne of omgekeerd (Bijlage experiment 17: lichte kleibodem in Michigan / 1994 - 1999) (Naar: Basso & Ritchie, 2005).

Na tien jaar toediening van compost op een lemige kleibodem (Bijlage experiment 10: Oostenrijk - verschillende N-bemestingsdosissen via compost of minerale meststoffen) waren de gemiddelde NO₃⁻-N-residu's gemeten in de bodem in de lente, na de oogst en de herfst niet hoger bij de composttoediening dan bij minerale bemesting t.o.v. de onbemeste referentie (Figuur 32 boven). De gemiddelde NO₃⁻-N-residu's gemeten in de bodem in de herfst waren 5 - 18 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ hoger bij de composttoediening dan de onbemeste referentie (Figuur 32 onder). Bij de composttoediening werd echter geen rekening gehouden met de toegenomen N-vrijstelling uit het verhoogde BOC-gehalte. De verschillen tussen de behandelingen waren lager dan de jaarlijkse verschillen (Hartl & Erhart, 2005). Bij de referentie, bij de twee hoogste dosissen van compost en minerale meststoffen en twee combinaties werd de

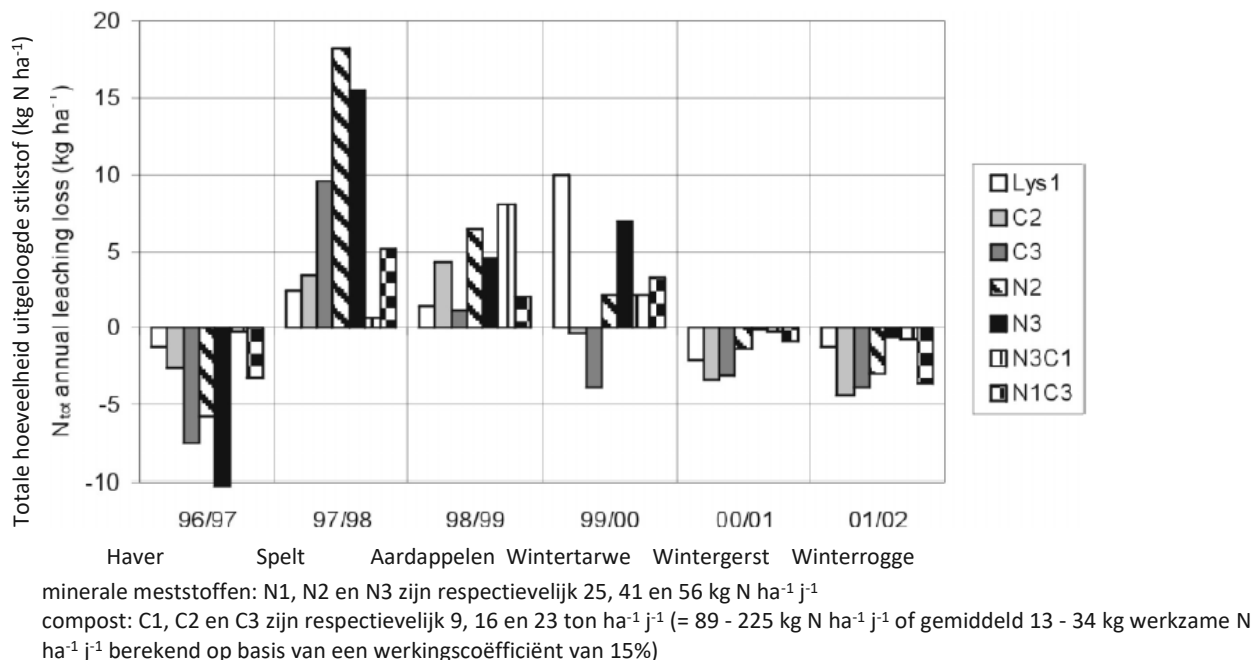
NO₃⁻-uitloging naar het grondwater via keramische cups bepaald. Na 11 jaar was de NO₃⁻-uitloging niet verhoogd door de composttoediening in vergelijking met de minerale bemesting (Figuur 33). De lage NO₃⁻-uitloging bij alle behandelingen zijn te verklaren door het klimaat (gemiddelde temperatuur = 10.4 °C en gemiddelde neerslaghoeveelheid = 542 mm) (Erhart *et al.*, 2007).



minerale meststoffen: N1, N2 en N3 zijn respectievelijk 25, 41 en 56 kg N ha⁻¹ j⁻¹

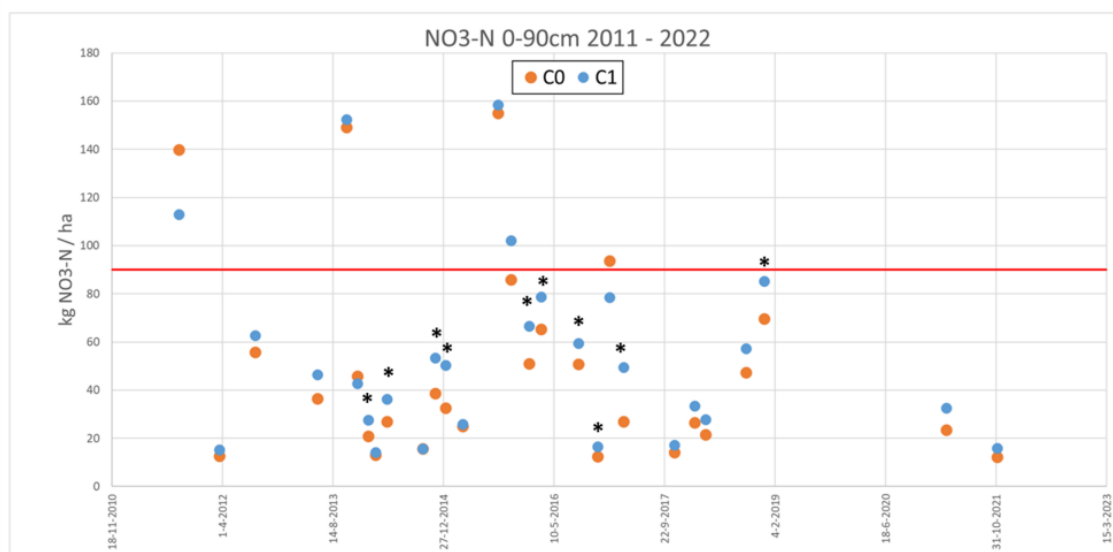
compost: C1, C2 en C3 zijn respectievelijk 9, 16 en 23 ton ha⁻¹ j⁻¹ (= 89 - 225 kg N ha⁻¹ j⁻¹ of gemiddeld 13 - 34 kg werkzame N ha⁻¹ j⁻¹ berekend op basis van een werkingscoëfficiënt van 15%)

Figuur 32: Gemiddeld nitraatstikstofresidu (kg ha⁻¹) van de vroege lente, na de oogst en herfst (boven) en in de herfst (onder) een tienjarige compostproef met aardappelen en granen gedurende alle meetjaren (Bijlage experiment 10: lemige kleibodem in Oostenrijk / 1992 - 2002) (Naar: Hartl & Erhart, 2005).

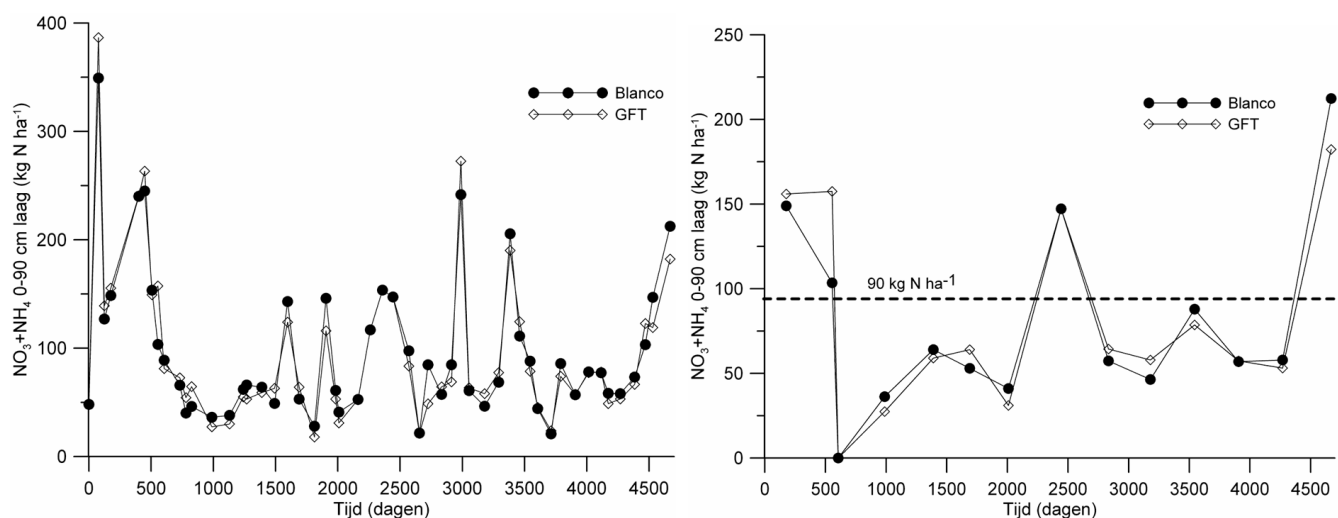


Figuur 33: Jaarlijkse nitraatuitloging op 150 cm diepte (kg N ha⁻¹) (positieve waarden: netto drainage, negatieve waarden: netto capillaire stijging) in de plots Lys1 (onbemeste referentie), C2 en C3 (compost), N2 en N3 (minerale meststoffen) en N3C1 en N1C3 (combinatie van compost en minerale meststoffen) in een tienjarige compostproef met aardappelen en granen (Bijlage experiment10: lemige kleibodem in Oostenrijk / 1992 - 2002) (Bron: Erhart *et al.*, 2007).

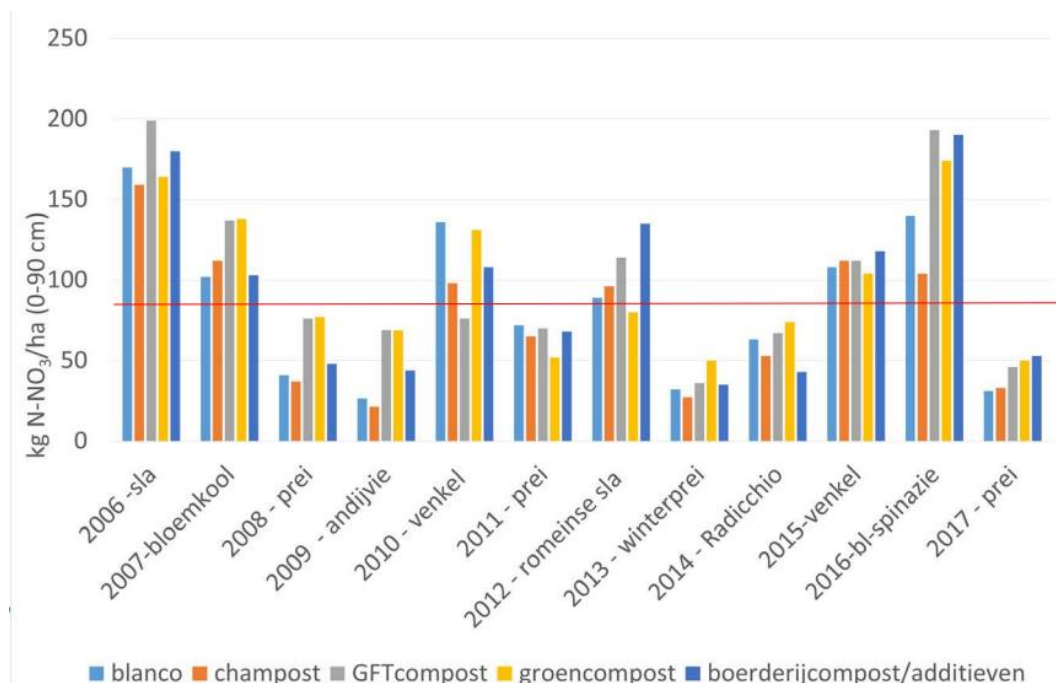
Om het risico op NO₃⁻-uitloging tussen plots met of zonder boerderijcomposttoediening (Bijlage experiment 7: lichte zandleembodem in Merelbeke - N-bemestingsdosis afhankelijk van de behandeling) te onderzoeken, werd het NO₃⁻-N-residu (0 - 90 cm) op een lange termijn experiment op een Vlaamse zandleembodem regelmatig gemeten (Figuur 34). Na minstens drie jaar resulteerde de herhaalde toepassing van compost op verschillende staalnametijdstoppen in een (significant) verhoogd NO₃⁻-N-residu. Bij een beperkt aantal metingen werd de omgekeerde trend vastgesteld. De toegediende N-bemestingshoeveelheid op de plots zonder compost is echter lager dan deze met composttoediening (D'Hose *et al.*, 2016; D'Hose, 2025). Ook gedurende de 13 proefjaren van een experiment op lichte zandleemperceel in Wattripont waarin 4 keer wel of geen GFT-compost werd toegediend, werd er geen effect op de NO₃⁻-N-residu's gemeten ondanks de verschillen in BOC-concentratie (Bijlage experiment 2: gangbare minerale bemesting / 1997 - 2009) (Figuur 11 en Figuur 35) (Bouckaert *et al.*, 2010). Op een groenteperceel met de toediening van verschillende organische meststoffen werden in de sperperiode grote jaarverschillen (jaar 1 tot en met 11) gemeten maar er was geen duidelijke trend in de NO₃⁻-N-residu's tussen de behandelingen ondanks de verschillen in het BOC-gehalte (Bijlage experiment 8: lichte leembodem in Sint-Katelijne-Waver - gelijke C-toediening via organische meststoffen om de 2 of 3 jaar + N-toediening op basis van de teelt - sinds 2006) (Figuur 36 - Tabel 6) (De Nies, 2018; Elsen, 2022).



Figuur 34: Gemiddeld nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) (0 - 90 cm) met (C1) en zonder (C0) composttoediening (gemiddelde van geploegd en niet-geploegd). * duidt op een significant verschil. (Bijlage experiment 7 [Bopact]: lichte zandleembodem in Merelbeke / N-aanvoer afhankelijk van behandeling met of zonder compost / sinds 2011) (Bron: D'Hose, 2025).



Figuur 35: Evolutie van de hoeveelheid minerale N stikstof (NH_4^+ - en NO_3^- -N) gehalte in de 0-90 cm laag bij alle metingen (links) en bij de metingen in de maanden oktober tot januari (rechts) bij de toediening van GFT-compost (Bijlage experiment 2: lichte zandleembodem in Wattripoint / gangbare minerale bemesting / 1997 - 2009) (Bron: Bouckaert *et al.*, 2010).



Figuur 36: Gemiddeld nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) (0 - 90 cm) in de sperperiode bij de toediening van verschillende organische meststoffen (Bijlage experiment 8: lichte leembodem in Sint-Katelijne-Waver / gelijke C-toediening via organische meststoffen om de 2 of 3 jaar + N-toediening op basis van de teelt / sinds 2006) (Bron: De Nies, 2018).

In Frankrijk startte in 2001 een experiment met een teeltrotatie maïs - wintertarwe - suikerbieten - wintergerst waarbij er 2-jaarlijks organische meststoffen toegediend werden wel (N+) of niet (N-) aangevuld met minerale meststoffen (Bijlage experiment 19: zware leembodem in Colmar - N-bemestingsdosis berekend op basis van de teeltvraag en een meting van de N_{min} in de bodem in het voorjaar). In 2014 werden de N-bemestingsstrategieën aangepast. Er werd geen effect van de behandeling op de $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu's in het najaar gemeten (Tabel 8) (Chen *et al.*, 2022).

Nevens & Reheul (2003) onderzochten het effect van de jaarlijkse toediening van 22.5 ton ha^{-1} GFT-compost bij monocultuur kuilmaïs geteeld op een Vlaamse zandleembodem in aanvulling op $42 \text{ ton drijfmest ha}^{-1}$ (Bijlage experiment 1: zandleembodem - Melle - jaarlijks constante bemesting afhankelijk van de behandeling). De composttoediening resulteerde na 4 jaar niet in hogere $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu's indien de N-hoeveelheid toegediend via minerale meststoffen aan de hogere N-vrijstelling uit het BOS aangepast werd (Neuens & Reheul, 2003). Aan de hand van de resultaten van 9 tot 12 jaar na de start van het experiment werd bepaald hoeveel extra $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu te wijten is aan de jaarlijkse compostgift (Tabel 9). Als vuistregel werd afgeleid dat zonder een aangepaste N-bemestingshoeveelheid na 10 jaar jaarlijks toedienen van $22.5 \text{ ton GFT-compost}$ ($= 290 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), er jaarlijks in het najaar $40 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ extra in het profiel (0 - 90 cm) achterblijft als gevolg van de compostgift (Cougnon *et al.*, 2010).

Tabel 8: Gemiddelde minerale stikstofhoeveelheid in het najaar (kg Nmin ha⁻¹) (0 - 120 cm) voor de verschillende behandelingen in de periode 2001 - 2013 en 2014 - 2018. De waarden met dezelfde letter per kolom zijn niet-significant verschillend (P < 0.05) (Bijlage experiment 19: zware leembodem in Colmar / 2001 - 2018) (Bron: Chen *et al.*, 2022).

Behandeling	2001 - 2013		2014 - 2018	
	Gemiddelde van 1 ^{ste} jaar na toediening	Gemiddelde van 2 ^{de} jaar na toediening	Gemiddelde van 1 ^{ste} jaar na toediening	Gemiddelde van 2 ^{de} jaar na toediening
SLU_N-	49.8 ± 13.8 a	48.1 ± 14.8 a	42.8 ± 1.2 a	66.9 ± 17.3 a
GWS_N-	35.5 ± 10.2 b	44.8 ± 13.1 a	40.8 ± 2.2 a	52.9 ± 5.5 a
BIO_N-	31.9 ± 7.0 b	47.0 ± 14.7 a	39.4 ± 2.3 a	49.9 ± 11.3 a
FYM_N-	37.6 ± 10.3 b	52.6 ± 18.0 a	36.5 ± 1.4 a	66.2 ± 7.3 a
FYMC_N-	35.7 ± 8.0 b	46.7 ± 14.3 a	41.2 ± 8.5 a	67.0 ± 11.2 a
CON_N-	28.3 ± 6.8 b	44.9 ± 13.8 a	33.1 ± 7.8 a	102.5 ± 34.7 a
SLU_N+	47.6 ± 16.5 a	46.6 ± 12.2 a	40.4 ± 12.3 a	77.1 ± 11.4 a
GWS_N+	47.0 ± 16.3 a	47.0 ± 13.1 a	44.6 ± 8.0 a	104.8 ± 47.6 a
BIO_N+	47.3 ± 23.5 a	50.8 ± 12.4 a	37.6 ± 5.4 a	101.0 ± 38.4 a
FYM_N+	44.8 ± 15.4 a	49.3 ± 10.9 a	43.0 ± 2.7 a	110.5 ± 41.6 a
FYMC_N+	44.4 ± 12.8 a	54.4 ± 16.6 a	45.5 ± 6.8 a	116.0 ± 50.0 a
CON_N+	52.5 ± 14.3 a	66.6 ± 14.8 a	36.2 ± 6.4 a	100.5 ± 45.3 a

SLU: afvalwaterslib; GWS: groencompost + slib; Bio: groencompost; FYM: melkveestalmest; FYMC: gecomposteerde melkveestalmest; CON: controle

N-: geen aanvulling met minerale meststoffen; N+: aanvulling tot advies op basis van teeltvraag en meting van minerale N in de bodem in het voorjaar

Tabel 9: Gemiddelde toename van het nitraatstikstofresidu (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) (0 - 90 cm) in het najaar 9 tot 12 jaar na de start van het experiment (2004 - 2009) als gevolg van compostgift (22.5 ton ha⁻¹) met / zonder de toediening van drijfmest (42 ton drijfmest ha⁻¹) en / of minerale meststoffen (kg N ha⁻¹) (Bijlage experiment 1: zandleembodem in Melle / monocultuur maïs / vaste N-bemestingshoeveelheden / 1997 - 2009) (Bron: Coughnon *et al.*, 2010).

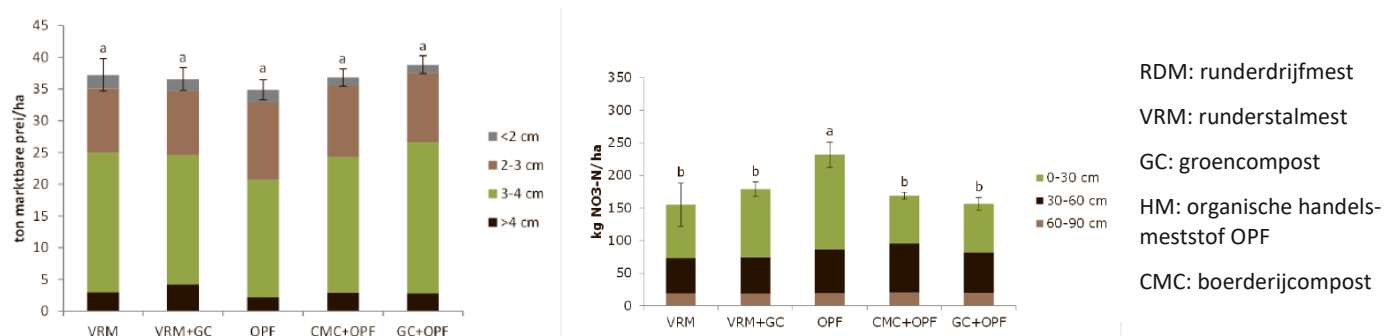
Drijfmest	Zonder		Met	
	0	100	0	100
Mineraal				
2006	52	37	33	55
2007	51	63	47	100
2008	22	34	22	47
2009	10	50	19	52
Gemiddeld	34	46	30	63

Na minstens 10 jaar toediening van organische meststoffen op een Vlaams biologisch perceel (Bijlage experiment 18: zandleembodem in Beitem - 2003 - 2016) waren de gemiddelde NO₃⁻-N-residu's gemeten in de bodem in de lente, na de oogst en de herfst niet hoger bij de composttoediening t.o.v. de referentie met drijfmesttoediening (Tabel 10 (na 10 jaar) en Figuur 37 (na 13 jaar)) ondanks de verschillen in BOC-concentratie (Beeckman, 2014; Vlaco, 2014).

Tabel 10: Bodemorganisch koolstofgehalte (BOC) (%), opbrengst (ton ha⁻¹) en nitraatstikstofhoeveelheid in de bodem (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) gedurende het teeltseizoen 2013 bij de teelt van biologische aardappelen 10 jaar na de start van de meerjarige proef (Bijlage experiment 18: zandleembodem in Beitem / 2003 - 2016) (Bronnen: Beeckman, 2014; Vlaco, 2014).

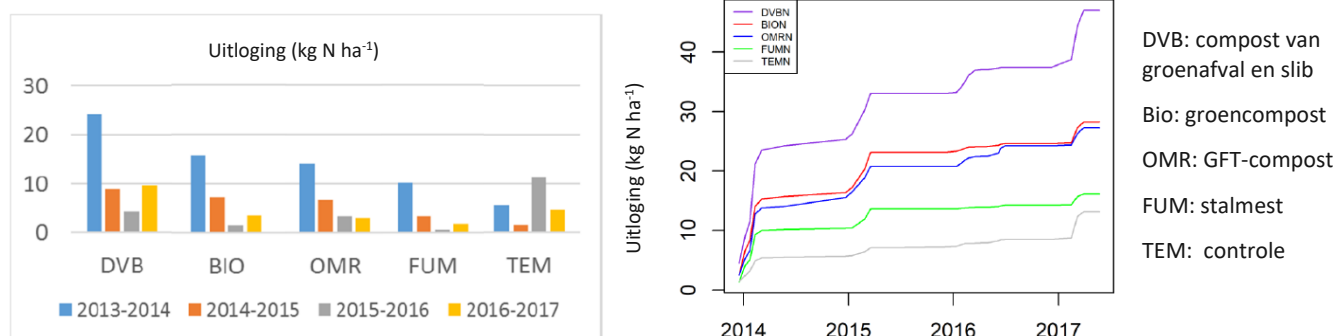
Object	BOC	Opbrengst	Nitraatstikstofhoeveelheid										
			2/04	25/06 (8 weken na planten)			17/09 (bij oogst)			28/10 (in sperperiode)			
			0 - 60 cm	0 - 30 cm	30 - 60 cm	60 - 90 cm	0 - 30 cm	30 - 60 cm	60 - 90 cm	0 - 30 cm	30 - 60 cm	60 - 90 cm	0 - 90 cm
RDM + VRM	1.17c	54.7b	15.2	25.8c	24.4a	50.2c	20.4a	13.6b	34.0b	11.5a	13.7a	19.0a	44.2a
RDM + VRM +GC	1.28b	58.3b	10.6	26.1c	33.1a	59.2bc	21.6a	17.1ab	38.7ab	12.7a	12.8a	17.3a	42.8a
RDM + HM	1.12c	62.6a	9.7	52.0a	33.3a	85.3a	19.4a	11.6b	31.0b	11.0a	14.8a	18.1a	43.9a
CMC + HM	1.26b	54.1b	16.1	35.5bc	29.9a	65.4bc	17.4a	15.7b	33.1b	12.0a	14.0a	16.2a	42.2a
GC + HM	1.44a	58.4b	14.0	39.3b	31.2a	70.5ab	23.8a	26.6b	50.4b	14.8a	16.6a	23.5a	54.8a
VRM	1.27b	56.3b	20.0	26.0c	25.3a	51.3c	19.9a	25.9a	45.7a	14.0a	18.9a	24.9a	57.8a

RDM: runderdrijfmest; VRM: runderstalmest; GC: groencompost; HM: organische handelsmeststof OPF, CMC: boerderijcompost



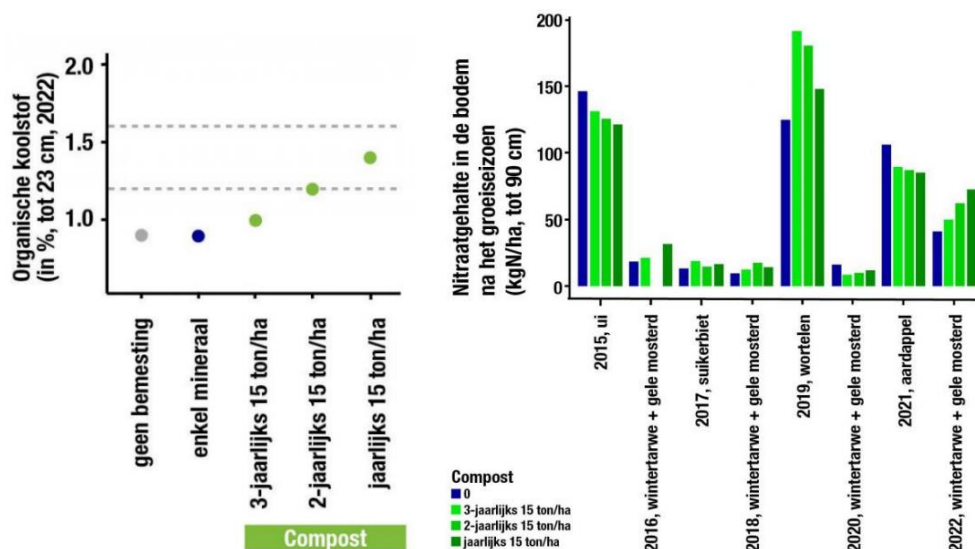
Figuur 37: De opbrengst (ton marktbaar ha⁻¹) (links) en nitraatstikstofresidu gemeten op 14/10/2015 (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) (rechts) bij de teelt van biologische prei (13 jaar na de start van de meerjarige proef) (Bijlage experiment 18: zandleembodem in Beitem / 2003 - 2016) (Bron: Vervisch *et al.*, 2016).

Bij een Frans experiment met een graanteeltrotatie (Bijlage experiment 9: lichte leembodem - N-bemestingsdosis berekend op basis van de teeltvraag en een meting van de N_{min} in de bodem - start in 1998) werd vanaf 2013 de NO₃⁻-uitloging met lysimeters gemeten (Figuur 38). De hoogste NO₃⁻-uitloging in 2013 - 2017 werd vastgesteld bij compost van groenafval en slib (DVB) gevolgd door groencompost (BIO) en GFT-compost (OMR) met een vergelijkbare NO₃⁻-uitloging. Stalmest (FUM) en de controle (TEM) hadden respectievelijk de op één na laagste en laagste NO₃⁻-uitloging (Parnaudeau *et al.*, 2018). De trend van de NO₃⁻-N-uitloging tussen de behandelingen (met uitzondering van de stalmest) is vergelijkbaar met de verhoging van het BOC-gehalte wat te verwachten was aangezien de extra mineralisatie tijdens het groeiseizoen niet in rekening werd gebracht.



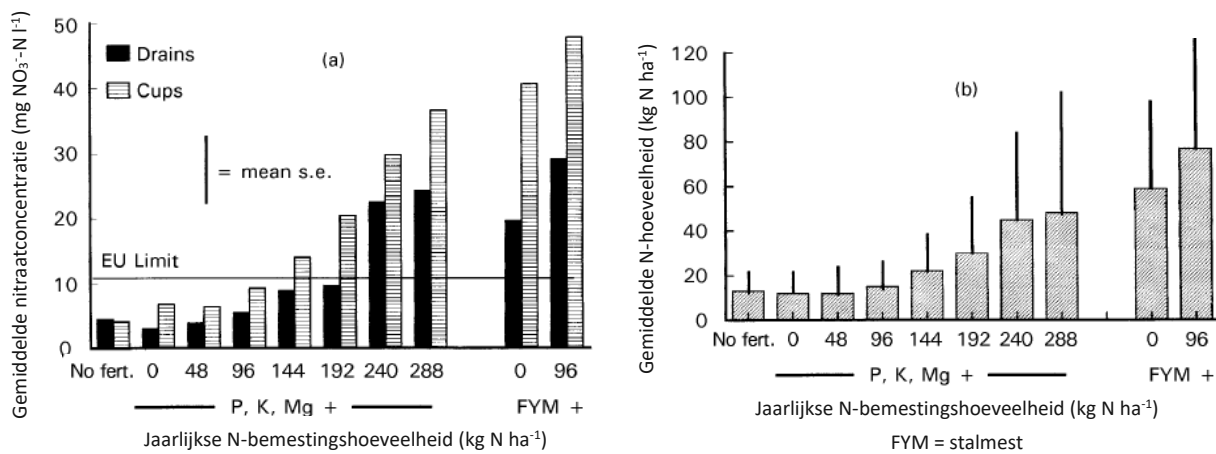
Figuur 38: Nitraatuitloging (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) bij de tweejaarlijkse toediening van 4000 / 2000 kg koolstof ha⁻¹ (1998 - 2013 / vanaf 2015) via organische meststoffen (aangevuld met minerale meststoffen op basis van meting van minerale stikstof in het voorjaar - teeltrotatie met tarwe - kuilmaïs - gerst) (links per 2 jaar en rechts cumulatief gemeten met lysimeters op 1 meter diepte) (Bijlage experiment 9 [QualiAgro]: lichte leembodem in Frankrijk / 1998 - 2018) (Bron: Parnaudeau *et al.*, 2018).

In 1997 werd in Boutersem op een Vlaamse leembodem een lange termijn experiment met GFT-compost (Bijlage experiment 6: leembodem - bemesting per behandeling tot N-advies) aangelegd. Er worden vaak hogere NO₃⁻-N-residu's (0 - 90 cm) gemeten aan het einde van het groeiseizoen (staalname tussen 15/09 en 07/12) bij hoger BOC-gehaltes. De hoogste compostdosissen die in de proef toegediend worden, zijn echter niet in overeenstemming met de huidige bemestingsnormen. In Figuur 39 staan de resultaten voor de behandelingen waar 15 ton compost ha⁻¹ wordt toegediend. Met een tweejaarlijkse en jaarlijkse toediening van 15 ton compost ha⁻¹ werd het BOC-gehalte na 26 jaar tot respectievelijk ongeveer 1.2 en 1.4% opgekrikt en is het effect van het BOC-gehalte op het NO₃⁻-N-residu minder duidelijk. Er werden zowel hogere als gelijkaardige NO₃⁻-N-residu's t.o.v. de behandeling waarin enkel minerale N gebruikt wordt gemeten (Verbeeck *et al.*, 2023a &b). Een afname van de NO₃⁻-N-residu's bij frequentere composttoediening werd gemeten in het droge jaar 2015 en droge en warme jaar 2019 wat mogelijk verklaard wordt door een positief effect van bodemkwaliteit bij ondiep wortelende teelten in deze droge jaren. In het droge jaar 2022 werd het omgekeerde vastgesteld. Het vanggewas was door de langdurige droogte niet voldoende ontwikkeld en er werd een positieve relatie tussen het BOC-gehalte en het NO₃⁻-N-residu na het groeiseizoen gemeten (Verbeeck *et al.*, 2023a).



Figuur 39: Koolstofgehalte (%) in functie van de behandeling 26 jaar na de start van de compostproef. De stippellijnen geven de streefzone van het BOC-gehalte van de Bodenkundige Dienst van België weer (links). Nitraatstikstofresidu's in functie van de behandeling ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) gemeten in de bodem aan het einde van het groeiseizoen (0 - 90 cm) 18 tot 25 jaar na de start (2015 - 2022) (rechts) (Bijlage experiment 6: leembodem in Boutersem / sinds 1997) (Bron: Verbeeck *et al.*, 2023b).

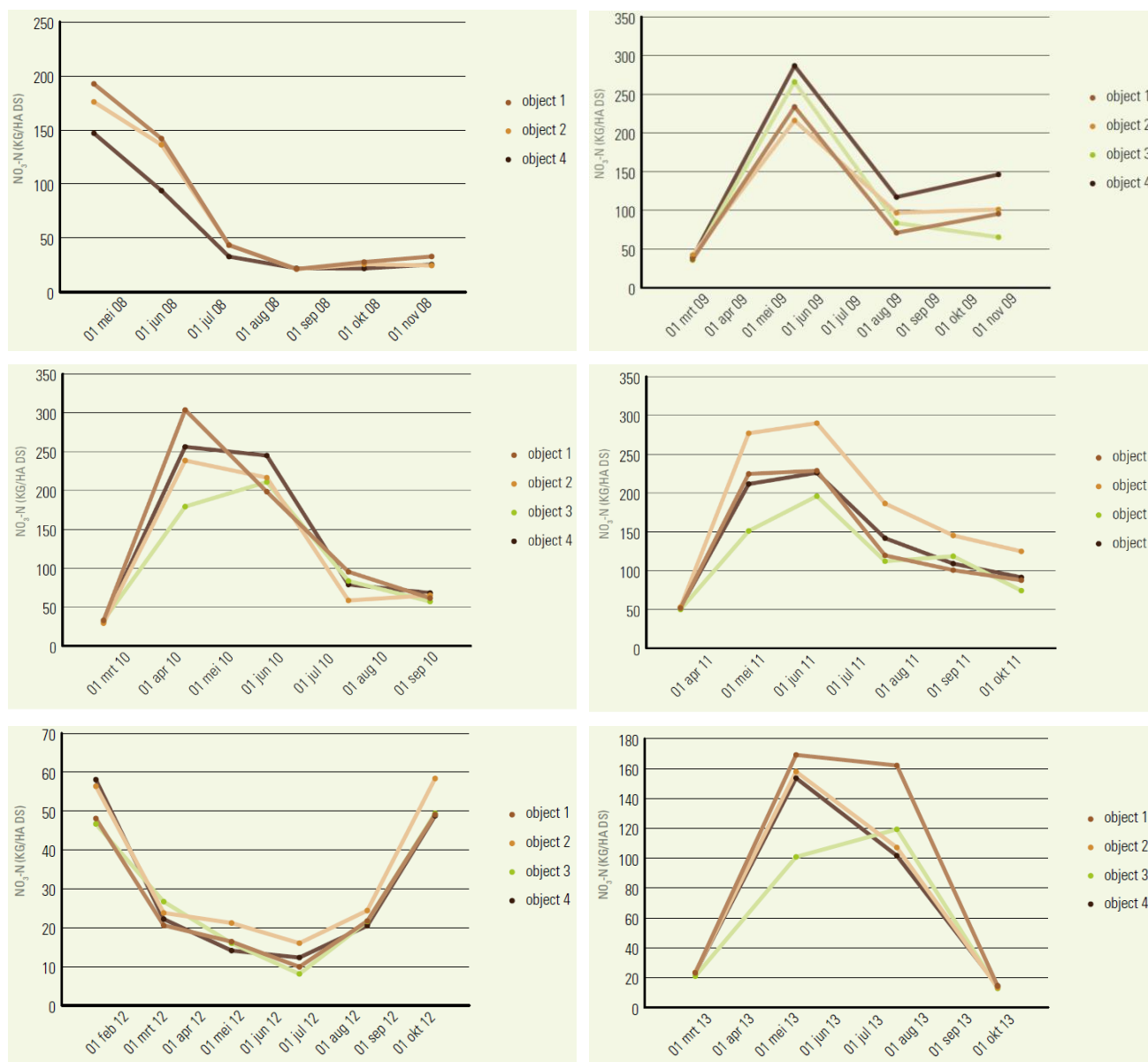
Sinds 1843 loopt het Broadbalk Wheat Experiment (Bijlage experiment 14: lichte kleibodem) met stalmest en verschillende N-bemestingsdosissen via minerale meststoffen. Tussen 1990 - 1998 werden onder de diverse objecten in continue graanteelt ook uitlogingsmetingen (in drainagewater en poreuze cups) uitgevoerd. De stalmest (35 ton ha^{-1}) gaf een hogere $\text{NO}_3\text{-}$ uitloging dan de plots waar minder dan 200 kg N ha^{-1} via minerale meststoffen toegediend werd (Figuur 40). Dit kwam mede i) vanwege de toediening van de stalmest in het najaar terwijl de minerale meststoffen in het voorjaar werden toegediend omdat de gemineraliseerde N uit de in het najaar toegediende mest slecht door de teelt wordt benut. De hoeveelheden uitgelooft in de herfst en vroege winter van de stalmest-behandelde plots zijn veel groter dan die van de plots die minerale meststoffen kregen. ii) Gedurende meer dan 150 jaar werd stalmest toegediend en het BOC-gehalte was meer dan verdubbeld t.o.v. de start, wat resulteert in een hogere N-vrijstelling via mineralisatie en een grotere Nmin-hoeveelheid in de bodem in de herfst dat kan uitlogen. Er werden grotere verliezen gemeten na droge zomers (Goulding *et al.*, 2000; de Haan *et al.*, 2016).



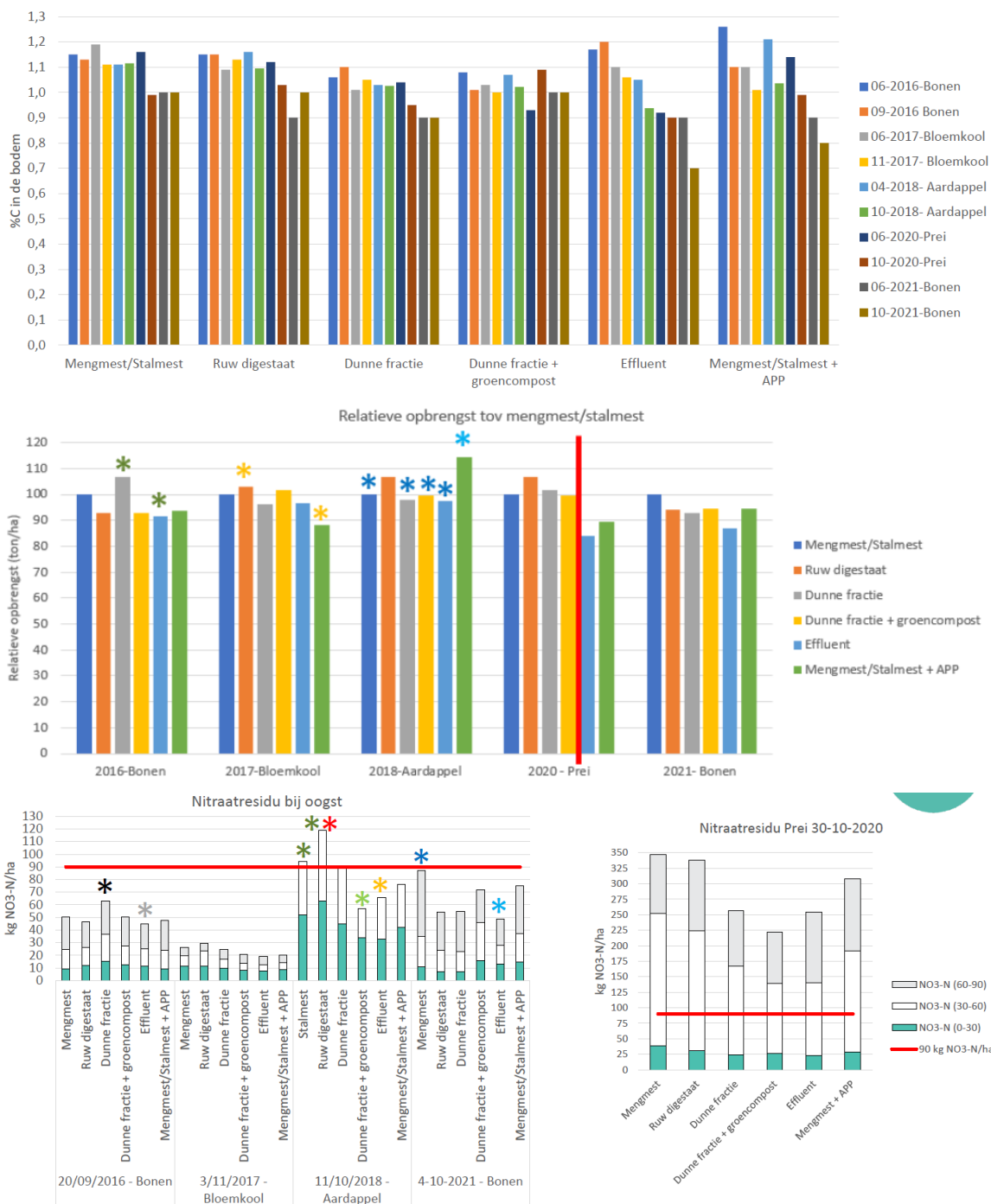
Figuur 40: Gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie gemeten in drainwater en poreuze cups (mg NO₃-N l⁻¹) (links) en totale hoeveelheid uitgeloopte stikstofhoeveelheid (nitraat + ammonium) (kg N ha⁻¹) (1990 - 1998) (rechts) in functie van de N-bemesting (Bijlage experiment 14 [Broadbalk Wheat Experiment]: lichte kleibodem in Rothamsted / sinds 1843) (Bron: Goulding *et al.*, 2000).

In Lendeledede (Bijlage experiment 20: lichte leembodem - 2008 - 2018) werd er bij de toediening van digestaat geen duidelijk effect op de opbrengst en de NO₃⁻-N-residu's t.o.v. de referentie drijfmest vastgesteld (Vlaco, 2014; De Clercq *et al.*, 2015; Lauwers, 2022; Vlaco, 2022). De toediening van digestaat t.o.v. de referentie drijfmest resulteerde ook in Ingooigem (Bijlage experiment 21: zandleembodem - 2016 - 2022) in vergelijkbare BOC-concentraties, opbrengst en NO₃⁻-N-residu's (Vlaco, 2014; De Clercq *et al.*, 2015; Lauwers, 2022; Vlaco, 2022).

Omwille van het beperkt aantal lange termijn experimenten gebeuren simulaties om de lange termijn effecten op de NO₃⁻-uitloging in te schatten. Deze modelberekeningen duiden op een risico op verhoogde verliezen wanneer organische meststoffen wordt toegediend. Bij de modelberekeningen wordt de bemesting echter niet aangepast aan de hogere N-vrijstelling via mineralisatie bij een verhoogd BOC-gehalte (Noirot-Cosson *et al.*, 2016; Postma *et al.*, 2021; Parton *et al.*, 2023; Verbeeck *et al.*, 2023a).



Figuur 41: Evolutie van het nitraatstikstofgehalte ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) (0 - 90 cm) bij de teelt van suikerbieten in 2008, maïs in 2009, aardappelen in 2010, maïs in 2011, wintertarwe in 2012 en suikerbieten in 2013 voor de verschillende objecten (object 1: zeugendrijfmest (= referentie), 2: ruw digestaat, 3: digestaatkorrel en 4: groencompost (om de 3 jaar) en ruw digestaat) (Bijlage experiment 20: lichte leembodem in Lendeledede / 2008 - 2018) (Bron: De Clercq *et al.*, 2015).



Figuur 42: Evolutie van het koolstofgehalte (%) (boven), de relatieve opbrengsten (midden) en nitraatstikstofgehalte (kg NO₃-N ha⁻¹) (0 - 90 cm) (onder) (*: wijst op significante verschillen). De rode lijn bij opbrengst van de preiteelt in 2020 duidt aan dat er twee plantdata en preirassen bekeken werden tijdens dit jaar (links en rechts van de rode lijn) (Bijlage experiment 21: zandleembodem in Ingoogem / 2016 - 2022) (Bronnen: Lauwers, 2022; Vlaco, 2022).

De internationale wetenschappelijke literatuur is niet eensgezind over de vraag of de toediening van organische meststoffen leidt tot hogere of lagere N-verliezen (Diacono & Montemurro, 2009; de Haan *et al.*, 2016). Verschillen in conclusies zijn gelinkt aan (de Haan *et al.*, 2016):

- De verscheidenheid in bepaling van de toegediende N-hoeveelheden (constant of variabel in de tijd en/of in functie van de teelt en wel of geen rekening houdend met de N-beschikbaarheid uit de organisch meststof);
- De uitrijperiode van de mest is soms op een voor NO_3^- -uitloging ongunstig tijdstip (in het najaar) terwijl minerale meststoffen in het voorjaar toegediend worden;
- In een aantal experimenten is het onduidelijk welk soort organische mest met welke samenstelling gebruikt is (de Haan *et al.*, 2016).

Het onderzoeken van het risico op NO_3^- -uitloging bij het toedienen van organische meststoffen gebeurde vooral in experimenten waarbij er compost (12 van de 15 hierboven vermelde experimenten) toegediend werd. In 5 van deze experimenten werd er in de verschillende jaren een vaste dosis compost of C- of N-hoeveelheid zonder N bemestingsadvies toegediend. In 7 van de 12 experimenten werd er naast het toegediende OM op basis van een N-bemestingsadvies ook minerale N-meststoffen toegediend. In 2 van deze 7 experimenten werd voor het berekenen van het advies de totale N-hoeveelheid van de compost meegeteld en werd er geen rekening gehouden met de N-vrijstelling via mineralisatie van de BOS. In 1 experiment werd er rekening gehouden met de N-vrijstelling via mineralisatie van de BOS (zelfde voor alle behandelingen) en werd de compost boven het advies gegeven. In 1 experiment werd er in het advies rekening gehouden met de N-vrijstelling uit de compost maar niet uit het BOS. In 2 experimenten werd de werkzame N-hoeveelheid van de compost en eenzelfde N-vrijstelling via mineralisatie van de BOS in het advies meegerekend. In slechts in 1 experiment werd zowel met de werkzame N van de compost als de N-vrijstelling via mineralisatie uit de BOS op basis van de verschillen in BOC-concentratie meegeteld. Dit houdt in dat er in de experimenten veelal geen rekening met de teeltbeschikbare N gehouden werd. Algemeen wordt bij korte termijn experimenten een gelijkaardige of lagere NO_3^- -uitloging gemeten bij de toediening van OM omdat de lagere N-werkingscoëfficiënten van organische meststoffen niet wordt meegenomen. Daarentegen is bij lange termijn experimenten de NO_3^- -uitloging gelijkaardig of hoger. Dit wordt door de extra N-vrijstelling uit het verhoogde BOC-gehalte na de oogst verklaard.

Verschillen in resultaten kunnen echter niet steeds door de N-beschikbaarheid verklaard worden. Ook de BOC-concentraties bij de start van het experiment kan het effect van de toediening van organische meststoffen beïnvloeden vb. de toediening van 22.5 en 15 ton GFT-compost in respectievelijk experiment 1 en 6 leidde tot hogere NO_3^- -N-residu's in experiment 1 maar niet in experiment 6. De BOC-concentratie bij de start van het experiment waren 1.56 en 1.20% in respectievelijk experiment 1 en 6.

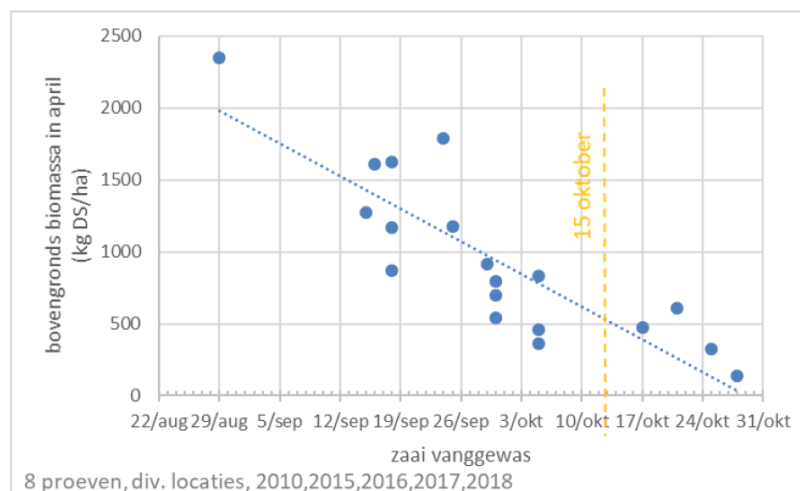
In verschillende experimenten varieert de NO_3^- -uitloging tussen behandelingen tussen jaren (o.a. Erhart *et al.*, 2007; Parnaudeau *et al.*, 2018; Verbeeck *et al.*, 2023b). Dit is mogelijk te verklaren door de grote variabiliteit maar mogelijk ook door een jaarseffect van een verbeterde bodemkwaliteit. Een goede bodemkwaliteit resulteert in een robuuster systeem met een kleinere variatie in opbrengsten dan bij een slechte bodemkwaliteit.

✓ Vanggewassen

Uit het Nitraatresidu-rapport 2022 blijkt dat de gemiddelde NO_3^- -N-residu's tijdens de sperperiode 20 tot 30 kg NO_3^- -N ha^{-1} lager liggen op percelen met een hoofdteelt granen gevolgd door een vanggewas t.o.v. braakpercelen (Anonymus, 2023a). Wellicht is dit nog een onderschatting omdat de monsternames gebeuren tussen 1 oktober en 15 november en dus na de monstername nog N door het vanggewas kan opgenomen worden.

De efficiëntie van vanggewassen om N vast te leggen hangt af van verschillende factoren zoals de N-beschikbaarheid, het vanggewastype, het zaaitijdstip, de weersomstandigheden, ... (Agneessens *et al.*, 2014a; Cougnon *et al.*, 2015; De Waele *et al.*, 2014a & b; Thapa *et al.*, 2018). Bij normale weersomstandigheden hangt de efficiëntie van een vanggewas hoofdzakelijk af van het zaaitijdstip. Hoe later het zaaitijdstip, hoe kleiner de droge stof- (DS) opbrengst en de N-opname is (Tabel 4 - Figuur 43) (De Waele *et al.*, 2014b; Cougnon *et al.*, 2015; Van de Ven *et al.*, 2020). Naarmate een vanggewas later ingezaaid wordt, wordt niet alleen het totale groeiseizoen ingekort maar ook de daglengte en de lichtintensiteit. Dit zorgt ervoor dat de verschillen in de DS-opbrengst en N-opname bij een inzaai tussen midden en eind augustus kleiner zijn dan tussen eind augustus en midden september (De Waele *et al.*, 2014b). De keuze van het type vanggewas hangt af van het zaaitijdstip. Voor 1 september is het mogelijk om alle vanggewassen in te zaaien. Hierbij is de N-opname bij types als gele mosterd, facelia, bladrammenas en Japanse haver het hoogst omdat ze vlug kiemen en tot 60 cm diep kunnen wortelen. Eens 1 september voorbij kan bij warme najaren nog gele mosterd of Japanse haver ingezaaid worden met nog een voldoende ontwikkeling. Van zodra 15 september gepasseerd, blijven enkel gras of snijrogge over om in te zaaien als vanggewas (B3W, 2021).

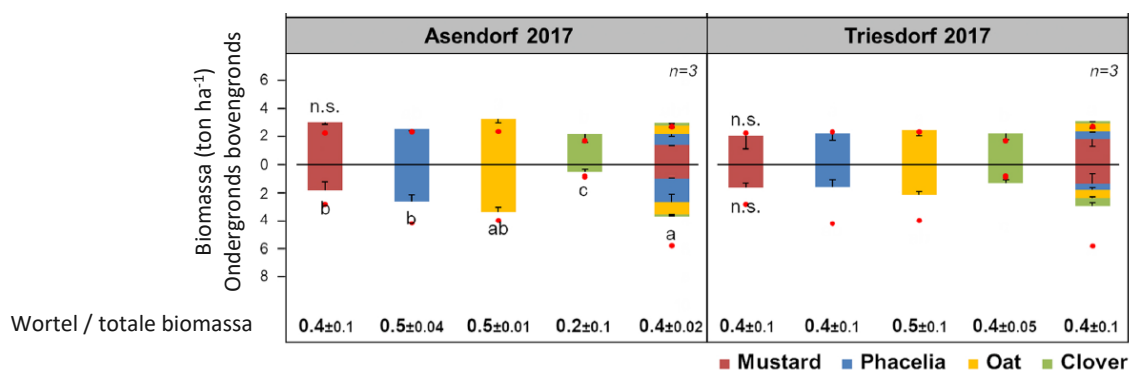
Een literatuurstudie van Thorup-Kristensen *et al.* (2003) toonde aan dat in regio's met een gematigd klimaat de totale N-opname door vanggewassen meestal varieert tussen 20 en net meer dan 100 kg N ha^{-1} , maar in zeldzame gevallen tot 300 kg N ha^{-1} kan oplopen (gemeten na gescheurd grasland in Nieuw-Zeeland). Ze schreven de variatie hoofdzakelijk toe aan de weersomstandigheden en de N-beschikbaarheid (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).



Figuur 43: Verband tussen het zaaitijdstip en de ontwikkeling van bovengrondse drogestofopbrengst (kg DS ha^{-1}) van vanggewassen (rogge of Italiaans raaigras) (staalname half april) bij de zaai na de oogst van de hoofdteelt (15 oktober geeft de uiterste zaaidatum van een vanggewas na niet-vroege aardappelen en maïs in MestActiePlan 6 (MAP6)) (Bron: Van de Ven *et al.*, 2020).

Agneessens *et al.* (2014a) geven aan dat bij de inzaai van een vanggewas in augustus een daling van de NO_3^- -uitloging van ongeveer 50% verwacht wordt. De inzaai van een vanggewas begin september reduceert de NO_3^- -uitloging met ongeveer 30%. Onderzoek van De Waele *et al.* (2014a) bevestigde dat een vanggewas ingezaaid na granen in de eerste en tweede helft van augustus een vergelijkbaar effect heeft op de daling van de NO_3^- -uitloging, maar het preventieve effect van de inzaai van vanggewassen op NO_3^- -uitloging lager is bij de inzaai begin september. Datzelfde onderzoek gaf aan dat na een hoofdteelt granen het toedienen van 36 kg werkzame N ha^{-1} niet resulteerde in een significant hogere NO_3^- -uitloging, maar de extra N werd door het vanggewas opgenomen en leidde tot een hogere OM-aanvoer wat positief is voor de bodemkwaliteit (De Waele *et al.*, 2014a). De hoogste daling door de inzaai van vanggewassen wordt bij zandbodems en in droge jaren gemeten (Thapa *et al.*, 2018). De daling van de NO_3^- -uitloging is lager bij N-fixerende vanggewassen dan bij niet-N-fixeerdere (Tonitto *et al.*, 2006; Valkama *et al.*, 2015).

Vooral in minder gunstige groei-omstandigheden lijkt een mengsel van vanggewassen gunstiger voor N-opname en een beperking van de NO_3^- -uitloging (Figuur 44) (Heuermann *et al.*, 2022). Het combineren van vorstgevoelige bladrijke en niet-vorstgevoelige grasachtige vanggewassen kan een meerwaarde betekenen voor het reduceren van de NO_3^- -uitloging. Deze combinatie kan in theorie ertoe leiden dat bij doodvriezen van de bladrijke vanggewassen, de hierbij vrijgekomen N opgenomen kan worden door de grassen (Nawara *et al.*, 2021; Heuermann *et al.*, 2022).



Figuur 44: De boven- en ondergrondse droge stofopbrengst van bemeste vanggewassen (ton ha⁻¹) (mosterd, facelia, haver, klaver en een mengsel bepaald half november) ingezaaid in 15 augustus 2017 op 2 locaties in Duitsland (Bron: Heuermann *et al.*, 2022).

Door zijn N-opname kan een tussenvanggewas ook in een lager NO₃⁻-N-residu bij de inzaai van een volgteelt t.o.v. braak resulteren (Creamer & Baldwin, 2020; Verreckett *et al.*, 2023). Metingen van de N-opname door het tussenvanggewas en/of het NO₃⁻-N-residu bij de inzaai van een volggewas zijn echter beperkt. Op basis van de beperkt beschikbare data (Rühlemann & Schmidtke, 2016; Sobry & Beeckman, 2017; Creamer & Baldwin, 2000; B3W, 2022; Verreckett *et al.*, 2023) werd ingeschat dat de N-opname door een tussenvanggewas dat ingezaaid werd in de eerste helft van juli en dat minstens 2 maanden aangehouden tussen 60 en 100 kg N ha⁻¹ varieert. De N-opname is lager bij een latere zaai. De N opgenomen door het tussenvanggewas komt geleidelijk ter beschikking van de volgteelt (D'Haene & Hofman, 2023).

✓ Biologische landbouw

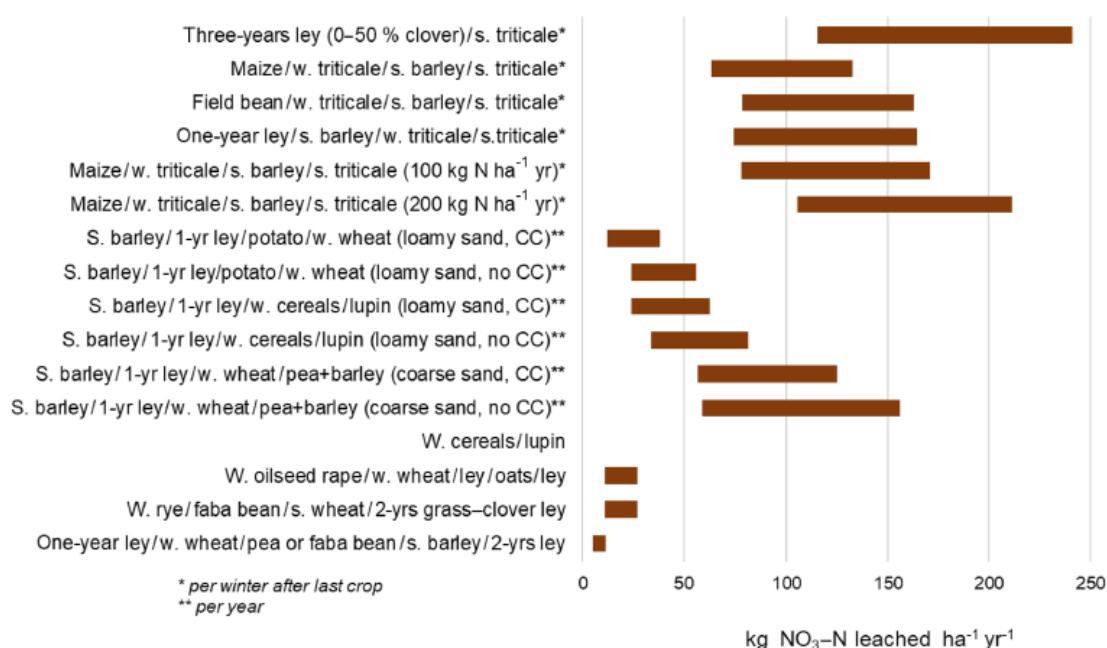
De landbouwkundige haalbare en gemeten NO₃⁻-N-residu's bij de oogst verschillen tussen teelten (D'Haene & Hofman, 2022; Anonymus, 2023a). De gemiddelde gemeten NO₃⁻-N-residu's voor de verschillende teelten zijn lager bij biologische dan gangbare percelen (vb. proefbedrijf biologische landbouw in Beitem in 2020 - Tabel 11) (De Neve *et al.*, 2006; Delanote, 2020). De NO₃⁻-N-residu's gemeten in de sperperiode van 2018 - 2020 waren gemiddeld 23 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ lager op biologische t.o.v. gangbare percelen (VLM, 2023).

Tabel 11: Gemiddelde nitraatstikstofresidu's (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) op het proefbedrijf biologische landbouw in Beitem en Vlaanderen gemeten in de sperperiode van 2020 (Bronnen: Delanote, 2020; Anonymus, 2023a).

Teelt	Proefbedrijf biologische landbouw in Beitem	Vlaanderen
Gras	24	57
Granen	29	67
Aardappelen	86	132
Groenten	80	116

Een vergelijking van de NO_3^- -uitloging op rotatie- en bedrijfsniveau is complex omdat een aanpassing van de bedrijfsvoering een effect op de N-behoefte heeft. Reviews van Mondelaers *et al.* (2009) en Tuomisto *et al.* (2012) duiden op een gemiddeld lagere NO_3^- -uitloging bij biologische t.o.v. gangbare percelen. Dit wordt verklaard door de lagere N-beschikbaarheid en het hoger % areaal dat niet braak was (Tuomisto *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2019). Het systeemonderzoek op Vredepeel op zand liet zien dat het risico op NO_3^- -uitloging door toepassing van organische mest bij biologische landbouw op korte termijn groter maar op de langere termijn lager is. Na een periode van 10 - 15 jaar was de bodemkwaliteit verbeterd en de opbrengst stabiel en ongeveer 20% hoger dan bij de start (de Haan *et al.*, 2016).

Ook op lange termijn is er een risico op hoge NO_3^- -uitloging op biologische percelen indien het N-aanbod hoger dan de N-vraag is vb. na het onderwerken van gras of een N-fixeerder (Stopes *et al.*, 2002; Tuomisto *et al.*, 2012; De Notaris *et al.*, 2018; Rakotovololona *et al.*, 2019). De review van Hansen *et al.* (2019) op basis van metingen bij biologische proef- en praktijkpercelen illustreert de grote verschillen in NO_3^- -uitloging binnen en tussen rotaties (Figuur 45). Ook op biologische percelen kan de NO_3^- -uitloging verlaagd worden door de inzaai van vanggewassen en de selectie van diepwortelende teelten in de rotatie (De Notaris *et al.*, 2018; Hansen *et al.*, 2019; Rakotovololona *et al.*, 2019).



Figuur 45: Laagste en hoogste jaarlijkse uitgeloopte nitraatstikstofhoeveelheid ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) in verschillende teeltrotaties met en zonder vanggewassen (CC) op verschillende biologische proef- en praktijkpercelen (Bron: Hansen *et al.*, 2019).

✓ **Teeltrotatie en oogstresten**

* Tijdelijk grasland in een akkerbouwrotatie

Het afwisselen van maïs en grasland resulteert in een hogere N-efficiëntie bij de teelt van maïs, heeft een positief effect op de bodemkwaliteit en beperkt de ziekte- en onkruiddruk (Nevens & Reheul, 2001; Nawara *et al.*, 2021). Bij het scheuren van het grasland kan er echter veel N via mineralisatie uit de zode vrijkomen. De N-vrijstelling via mineralisatie het eerste jaar na ploegen van grasland kan variëren van 100 tot 500 kg N ha⁻¹. Deze grote variatie wordt door verschillen in bodemtype, BOS-gehalte, N-bemesting, ouderdom en beheer van het grasland verklaard (Nevens & Reheul, 2001 & 2002; Vertès *et al.*, 2007; Velthof *et al.*, 2000 & 2008). Vooral de eerste maanden na scheuren is de extra N-mineralisatiehoeveelheid hoog (Vertès *et al.*, 2007; Verloop *et al.*, 2014). Na het inploegen van een 3 jarig gras-klaverperceel was de extra N-vrijstelling voor maïs vergelijkbaar als bij 3-jarig ingeplogde graspercelen (Cougnon *et al.*, 2018). De vrijstelling van opgebouwde N bij het scheuren kan efficiënt worden ingezet als N-bron voor de volgteelten, maar daarvoor moet een geschikt tijdstip van vernietiging van de oude zode gekozen worden en moet de N-bemesting van de volgteelten verminderd worden om NO₃-uitloging te vermijden (Cougnon *et al.*, 2018; Nawara *et al.*, 2021).

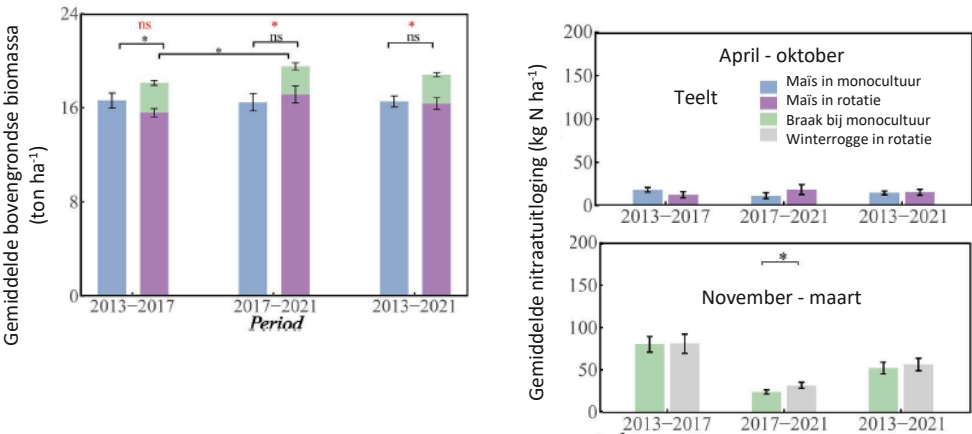
* Rotatie van akkerbouwteelten versus monocultuur

Ondanks de hogere opbrengst van granen in teeltrotatie t.o.v. monocultuur is er een lagere N-bemestingshoeveelheid noodzakelijk o.w.v. de hogere BOC-hoeveelheid. Nevens & Reheul (2001) berekenden dat om het economisch optimum van maïs te realiseren de toegediende N-bemestingshoeveelheid bij een teeltrotatie, afhankelijk van het jaar, 0 tot 88 kg N ha⁻¹ lager mag zijn dan bij monocultuur maïs (Bijlage experiment 11: kleiige zandbodem in Melle - 3 jaar grasland en 3 jaar akkerbouwteelten) (Nevens & Reheul, 2001). Van de Ven *et al.* (2018) becijferden de N-hoeveelheid die noodzakelijk is bij een teeltrotatie om dezelfde opbrengst als monocultuur maïs bemest met 150 kg N ha⁻¹ te realiseren. Afhankelijk van het jaar mocht de toegediende N-bemestingshoeveelheid bij een teeltrotatie 0 tot 95 kg N ha⁻¹ lager zijn dan bij monocultuur maïs (Bijlage experiment 12: zandleembodem in Bottelare - verschillende N-trappen) (Van de Ven *et al.*, 2018 in Nawara *et al.*, 2021).

Indien de N-bemestingshoeveelheid niet verlaagd wordt, is er een risico op hogere NO_3^- -N-residu's in het najaar en hogere NO_3^- -uitloging bij een teelrotatie t.o.v. monocultuur. In Engeland werd op het lange termijn Broadbalk Wheat Experiment met poreuze cups de Nmin-uitloging (NO_3^- -N + NH_4^+) gemeten bij de teelt van wintertarwe bemest met 144 kg N ha^{-1} (Bijlage experiment 14: lichte kleibodem in Engeland) (Tabel 12). Er werd een hogere Nmin-uitloging gemeten bij de teelt van wintertarwe na de teelt van aardappelen dan bij monocultuur wintertarwe wat gelinkt was aan het hoge Nmin-residu (0 - 75 cm) dat na de teelt van aardappelen in de bodem aanwezig was (Goulding *et al.*, 2020). Zong *et al.* (2024) maten met poreuze cups vergelijkbare NO_3^- -uitloging bij maïs geteeld in monocultuur en rotatie (Bijlage experiment 22: kleiige zandbodem in Denemarken) (Figuur 46). Bij de teelt van maïs werd volgens het Deense wetgeving dezelfde N-bemestingshoeveelheid gegeven in monocultuur als in de rotatie. Het vanggewas winterrogge ingezaaid na de maïs in de teeltrrotatie werd bemest met 50 kg N ha^{-1} (Zong *et al.*, 2024).

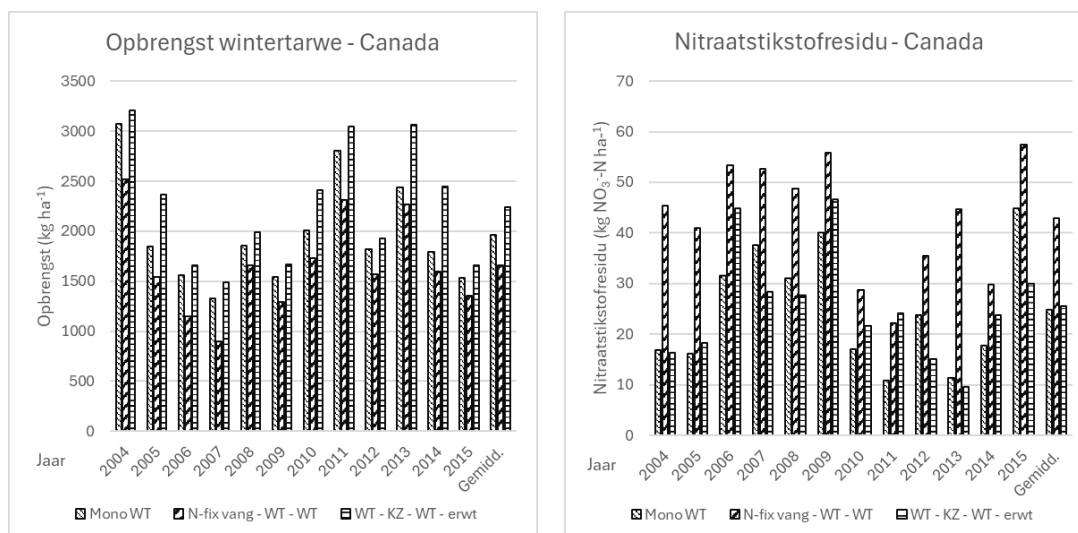
Tabel 12: Residuele minerale stikstof (Nmin ha⁻¹) (0 - 75 cm) bij de oogst, maximum nitraatconcentratie in het drainagewater (mg NO₃⁻-N l⁻¹) en totale uitgeloopte stikstofhoeveelheid (nitraat + ammonium) (kg N ha⁻¹) in het jaar waarin winter-tarwe geteeld werd in monocultuur of in teeltrotatie na aardappelen of maïs (N-bemestingshoeveelheid= 144 kg N ha⁻¹ j⁻¹) (Bijlage experiment 14: lichte kleibodem in Rothamsted / sinds 1843) (Bron: Goulding *et al.*, 2020).

Teelt	Mineraal N-residu (0 - 75 cm) (kg Nmin ha ⁻¹)	Maximum concentratie in drainagewater (mg NO ₃ ⁻ -N l ⁻¹)	Uitgeloopte N-hoeveelheid (kg N ha ⁻¹)	
			1997	1998
Monocultuur wintertarwe (gemidd.)	47	17	14	< 6
Wintertarwe (1997) na aardappelen (1996)	142	73	71	-
Wintertarwe (1998) na maïs (1997)	25	11	-	< 6

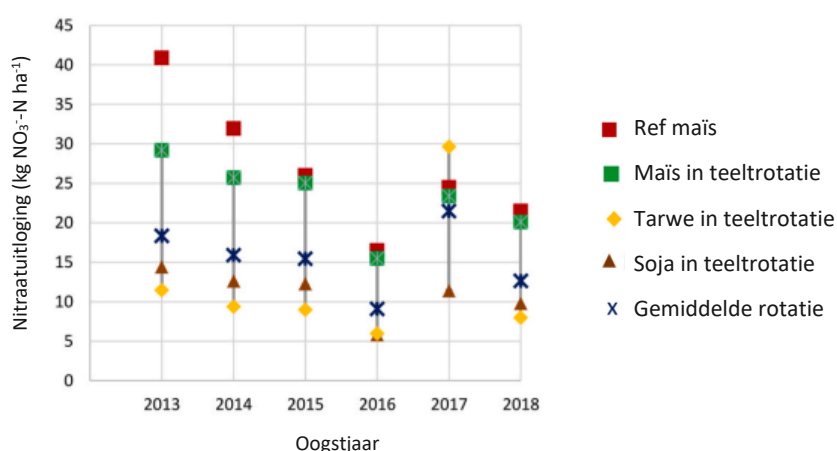


Figuur 46: De bovengrondse opbrengst van maïs (ton ha⁻¹) (links) en de gemeten nitraatuitloging (kg N ha⁻¹) tijdens (april - oktober) en na de teelt van maïs (november - maart) in monocultuur of in teeltrotatie (rechts) (Bijlage experiment 22: kleiige zandbodem in Foulum / stikstofbemesting volgens Deense wetgeving / 2012 - 2018) (Bron: Zong *et al.*, 2024).

Indien er op basis van een advies bemest wordt, kan het NO₃⁻-N-residu en NO₃⁻-uitloging bij een graanteelt in teeltrotatie en monocultuur vergelijkbaar zijn (Bijlage experiment 23: zware zandleembodem in Canada) (Figuur 47) (St. Luce *et al.*, 2020). Bockstaller *et al.* (2024) berekenden een lagere NO₃⁻-uitloging bij de teelt van maïs in rotatie met tarwe (+ vanggewas) en soja dan bij monocultuur maïs (Bijlage experiment 24: lichte kleibodem in Frankrijk - N-bemestingsdosis op basis van de teeltvraag) (Figuur 48) (Bockstaller *et al.*, 2024).



Figuur 47: Opbrengst (kg ha^{-1}) en nitraatstikstofresidu gemeten in het najaar ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) (0 - 60 cm) bij de teelt van wintertarwe (WT) in monocultuur (Mono WT) of teeltrotatie met stikstoffixerend vanggewas (N-fix vang - WT - WT) of met koolzaad en erwt (WT - KZ - WT - erwt) in Canada (Bijlage experiment 23: zware zandleembodem in Swift Current / 1987 - 2015) (Bron: St. Luce *et al.*, 2020).

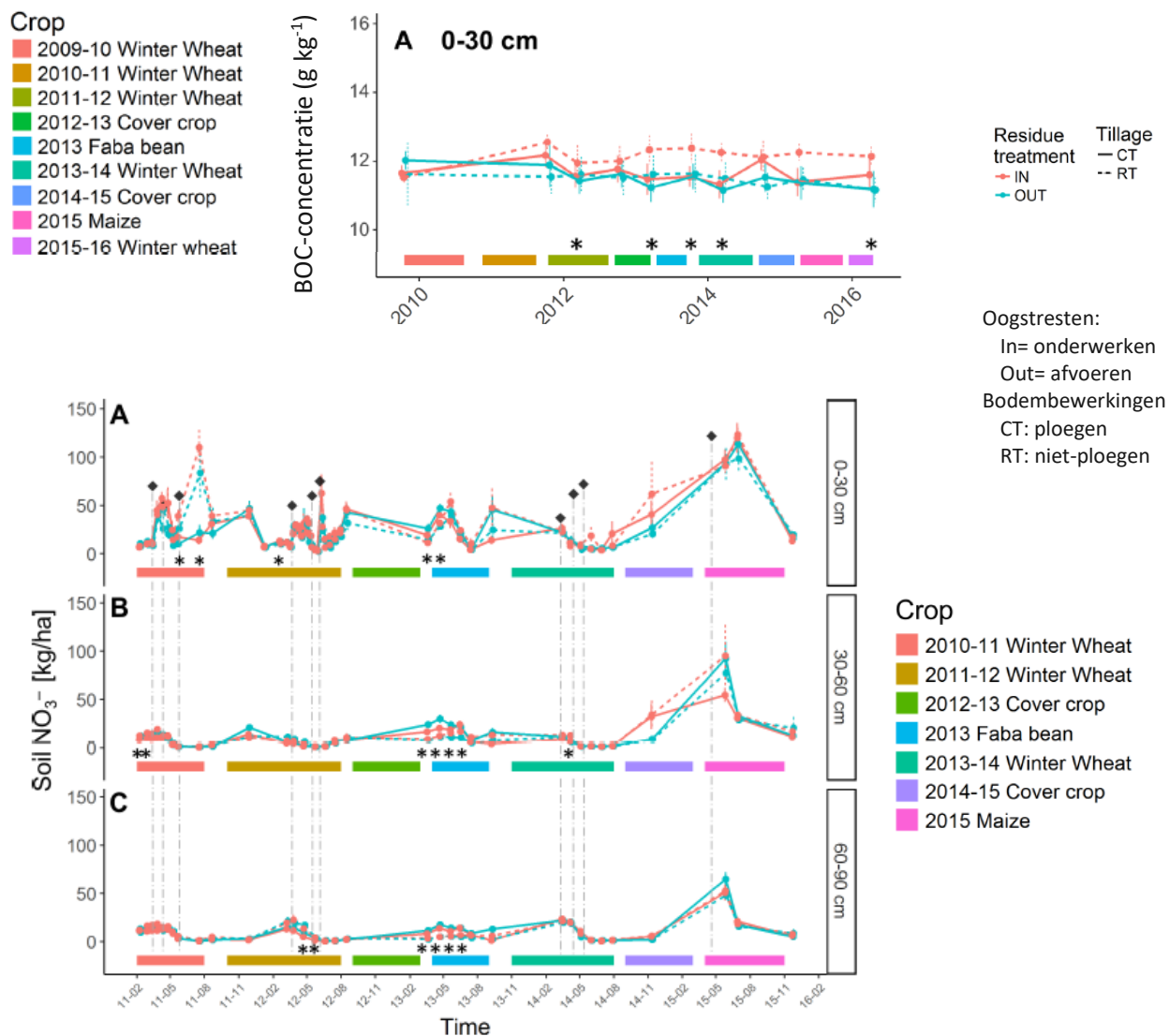


Figuur 48: Gemodelleerde nitraatuitloging ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) bij monocultuur maïs (Ref maïs) en een teeltrotatie maïs - tarwe (+ vanggewas) - soja (per teelt en rotatiegemiddelde) in Frankrijk (Bijlage experiment 24: lichte kleibodem in Rouffach / N-bemestingsdosis afhankelijk van de teeltvraag / 2009 - 2018) (Bron: Bockstaller *et al.*, 2024).

Indien de landbouwer voldoende keuze heeft, is het aangewezen dat hij kiest voor een diepwortelende teelt als bij het zaaien of planten het $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu in de 60 - 90 cm laag hoger is dan $25 - 30 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$. De beperkte bewortelingsdiepte van sommige teelten heeft belangrijke consequenties voor het $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu in de sperperiode dat tot 90 cm diepte bepaald wordt. De bewortelingsdiepte impliceert dat de N-opname hoofdzakelijk tot deze diepte beperkt zal blijven, waardoor de aanwezige N in de diepere lagen als 'niet-beschikbare N' beschouwd kan

Indien voor voederbieten (met verwijdering van de bladeren) gekozen wordt, resulteert dit in een laag NO_3^- -N-residu en een teelt die gevoederd kan worden (Nevens & Reheul, 2002; De Vlieghe *et al.*, 2015; Geudens *et al.*, 2022). Voederbieten kunnen echter o.w.v. arbeidsintensiteit, bewaring en plaats in het rantsoen slechts een beperkte oppervlakte innemen (Nawara *et al.*, 2021) en hebben N-rijke oogstresten die zonder afvoer in een hoge NO_3^- -uitloging kunnen resulteren.

Bij het inwerken van stro wordt er tijdelijk minerale N vastgelegd (= immobilisatie). Door de hoge C:N-verhouding in het stro neemt het bodemleven immers minerale N uit de bodem op om de stroresten af te breken en verlaagt het NO_3^- -N-residu in het najaar (Nicholson *et al.*, 1997; Silgram & Chambers, 2002; Ellenkamp, 2017; Wang *et al.*, 2018; Siedt *et al.*, 2021; Vanrespaille *et al.*, 2022). De vuistregel om stro en stoppel te verteren is 7 kg N per ton stro. Bij het achterlaten van 4 ton stro ha^{-1} is dus 28 kg N ha^{-1} nodig (Beaudoin *et al.*, 2005; Ellenkamp, 2017; Siedt *et al.*, 2021; Vanrespaille *et al.*, 2022). In Wallonië was er de eerste 7 jaar geen duidelijk effect van het onderwerken of afvoeren van stro op het NO_3^- -N-hoeveelheden gedurende het ganse jaar (Figuur 49) (Bijlage experiment 15: zware leembodem in Gembloux - sinds 2008) (Hiel *et al.*, 2018).



Figuur 49: Bodemorganisch koolstofconcentratie (g kg⁻¹) (0 - 30 cm) (boven). De nitraatstikstofhoeveelheid (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) (0 - 30, 30 - 60 en 60 - 90 cm) (onder). De gekleurde balken onderaan geven de periode van de verschillende teelten weer. De verticale lijnen geven de bemestingsdata. De hoogte van de diamanten geeft de toegediende stikstofhoeveelheid weer. Sterren duiden op significante verschillen tussen de verschillende behandelingsbehandeling voor een specifiek staalnametijdstip (Bijlage experiment 15: zware leembodem in Gembloux / sinds 2008) (Bron: Hiel *et al.*, 2018).

✓ Teeltsystemen in grasland

* Begrazen of niet

Voor begraasd grasland zijn door de achtergelaten uitwerpselen de NO_3^- -N-residu's gemiddeld hoger dan bij uitsluitend gemaaid grasland. De bezettingsgraad alsook het einde van de begrazingsperiode speelt hierbij een belangrijke rol. Een verdere, beperkte minimalisatie van de NO_3^- -N-residu's bij begraasd grasland kan gehaald worden door (Hofman *et al.*, 1998; Stopes *et al.*, 2002; De Vlieghe *et al.*, 2003a & b; Nawara *et al.*, 2021):

- frequenter maaibeurten in te lassen en de laatste snede te maaien,
- een beperkte of geen begrazing in het najaar,
- minder bemesten op plaatsen waar de dieren vaak vertoeven zoals drinkplaatsen, schaduwplekken, in- en uitgangen.

Men kan ook vlinderbloemigen toevoegen aan graspercelen (vb. klaver, luzerne) die in droogteperiodes langer N opnemen dan gras. Witte klaver is slechts beperkt droogtetoleranter dan de meeste grassen, maar rode klaver is veel droogtetoleranter omdat ze dieper wortelen en zo meer beschikbaar water hebben. Hierdoor is de grasmat beter beschermd tegen een langdurige droogte. De NO_3^- -N-residu's zijn beperkt hoger bij gras/klaver- dan graspercelen (Elsen *et al.*, 2014; De Vliegheer *et al.*, 2018; De Vliegheer & Vanden Nest, 2019; Nawara *et al.*, 2021).

* Intensiteit van beheer

Een te intensief beheer van grasland (hoge bemestingsdosis in combinatie met hoge veebezetting en / of frequentie van maaien) kan door uitputting van de bodem een negatief effect hebben op de BOC-opbouw (D'Hose & Ruysschaert, 2017). Hoge N-bemestingshoeveelheden kunnen ook in hogere NO_3^- -N-residu's in de herfst en NO_3^- -uitloging resulteren (D'Haene *et al.*, 2014).

* Graslandvernieuwing

Het tijdstip van graslandvernieuwing heeft een belangrijke impact op het risico op NO_3^- -uitloging. Vooral in natte winters is het risico op NO_3^- -uitloging groot bij scheuren in het najaar. Het risico van NO_3^- -uitloging stijgt bij de toename van de leeftijd van het grasland. Half september grasland scheuren en herinzaaien laat een goede ontwikkeling van de graszode toe en levert minder risico op zeer hoge NO_3^- -N-residu's t.o.v. een vernieuwing in augustus. Door het warme en vochtige weer is de N-vrijstelling via mineralisatie bij het scheuren in augustus veel hoger dan de N-hoeveelheid die nog door het gras in het najaar opgenomen wordt (Stopes *et al.*, 2002; De Vlieghe *et al.*, 2015). Bij scheuren in het voorjaar wordt er meestal een akker- of voederteelt gezaaid (De Vlieghe *et al.*, 2015).

- ✓ Teeltsysteem in akkerbouwsystemen

Door de diepe beworteling van de aanwezige bomen in een agroforestrysysteem kan er dieper NO_3^- opgenomen worden en is de gemeten NO_3^- -uitloging lager (Kim & Isaac, 2023). Aangezien de nutriëntenbeschikbaarheid hoger is in de buurt van de bomen is een aanpassing van de N-bemestingshoeveelheid aangewezen (Pardon *et al.*, 2017).

✓ Niet-kerende bodembewerkingen

Er is geen consensus over het effect van niet-kerende bodembewerkingen op de NO_3^- -uitloging. In de review van Nouri *et al.* (2022) werd er gemiddeld een lagere NO_3^- -uitloging bij niet-kerende bodembewerkingen (directzaai en gereduceerde bodembewerkingen) t.o.v. ploegen vastgesteld. Dit werd door hogere denitrificatieverliezen door het hogere bodemvochtgehalte verklaard (Nouri *et al.*, 2022). In Wallonië had de eerste 7 jaar niet-kerende bodembewerkingen geen duidelijk effect op het NO_3^- -N-residu (Figuur 49) (Bijlage experiment 15: zware leembodem in Gembloux - sinds 2008) (Hiel *et al.*, 2018). In Zweden mat Myrbeck (2014) in het najaar bij een late inzaai van een vanggewas lagere NO_3^- -N-residu's bij niet-kerende bodembewerkingen (directzaai en gereduceerde bodembewerkingen) t.o.v. ploegen. Het verschil was lager indien het vanggewas kort na de bodembewerkingen werd ingezaaid omdat het vanggewas de extra vrijgekomen N opgenomen had. Dit duidt op het belang van een goede keuze van het tijdstip van de bodembewerkingen om het risico op NO_3^- -uitloging te beperken (Myrbeck, 2014). Daryanto *et al.* (2017) en Li *et al.* (2023) vonden echter gemiddeld een hogere NO_3^- -uitloging bij directzaai dan ploegen. De hogere NO_3^- -uitloging werd door een lagere biomassaproductie en N-opname uitgelegd. Indien de percelen die langer dan 10 jaar direct ingezaaid werden afzonderlijk bekeken werden, werd er een niet-significante daling van de NO_3^- -uitloging t.o.v. ploegen vastgesteld (Li *et al.*, 2023).

✓ **Bekalking**

Omdat door bekalking de mineralisatie een paar maanden of langer toeneemt, is er een verhoogd risico van NO_3^- -uitloging tijdens de winter volgend op de bekalking. De grootte van de piek van N-vrijstelling hangt af van de hoeveelheid toegediende kalk, het BOS-gehalte en de N-beschikbaarheid (Ahmad, 1980). Bij intensieve landbouw waar de procentuele aanvoer van N met bemesting hoog is, was de impact van bekalken lager dan bij extensief beheerde percelen (Lochon *et al.*, 2018). De extra N-vrijstelling kan (afhankelijk van de teeltrotatie) opgevangen worden door een vanggewas of een winterteelt (wintergraan) te zaaien. In het volgende groeiseizoen moet de extra N-vrijstelling via een aangepaste N-bemestingshoeveelheid in rekening gebracht worden (Anonymus, 2019). Op langere termijn is er waarschijnlijk een positief effect op het BOS-gehalte en een daling van de NO_3^- -uitloging o.w.v. de hogere opbrengst na bekalken (Goulding, 2016; Holland *et al.*, 2018).

✓ Irrigatie

Uit de evolutie van de $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu's tussen de jaren blijkt dat in droge jaren deze waarden duidelijk hoger zijn dan in de natere jaren, respectievelijk 84 (2017 - 2020) en 60 (2013 - 2016) $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ (Anonymus, 2023a). Dit is hoofdzakelijk te wijten aan lagere opbrengsten en dus lagere N-opnames. Irrigatie en eventueel fertigatie resulteren in robuustere teelten die minder gevoelig zijn aan stress door ongunstige weersomstandigheden en beperken de opbrengstderving door droogte en het effect op het $\text{NO}_3\text{-N}$ -residu (Figuur 24) (Fonder *et al.*, 2010; Nawara *et al.*, 2021; Vandewoestijne, 2021). Irrigatie of fertigatie kan soms de oogst vervroegen wat een positief effect op het zaaitijdstip van de volgteelt of het vanggewas kan hebben (Vandewoestijne, 2021).

Irrigatieproeven duiden op het belang van een rationele irrigatie. De review van Quemada *et al.* (2013) vond een negatief effect van irrigatie op de NO_3^- -uitloging. Echter het afstemmen van de irrigatiehoeveelheid op de teeltvraag kon de NO_3^- -uitloging met 80% reduceren. Enkel irrigeren tijdens de meest droogtegevoelige periode van een teelt

resulteerde in een lagere NO_3^- -uitlozing dan bij teeltafhankelijke irrigatie maar kan een negatief effect op de opbrengst hebben (Quemada *et al.*, 2013).

✓ **Biochar**

De eerste maand na de toediening van biochar kan er een verhoogde NO_3^- -uitloging gemeten worden wat mogelijk verklaard wordt door een verhoging van de mineralisatie en afbraak van de labiele fractie van de biochar. Studies die gedurende een langere periode de NO_3^- -uitloging meten, duiden in de meeste situaties op een gemiddelde daling van de NO_3^- -uitloging maar in regio's met een gematigd klimaat kan de toediening van biochar zowel een positief als negatief effect op de NO_3^- -uitloging hebben (Liu *et al.*, 2018; Borchard *et al.*, 2019). Er werd vooral een daling bij akkerbouwteelten en groenten en niet bij grasland gemeten. Bij hoge bemestingshoeveelheden en hoge BOS-gehaltes werd er gemiddeld een hogere NO_3^- -uitloging gemeten (Borchard *et al.*, 2019).

✓ Conclusie

Bij percelen met hogere BOC-concentraties worden in het najaar zowel hogere als lagere NO_3^- -N-residu's gemeten dan bij percelen met lagere BOC-concentraties, hoewel hogere NO_3^- -N-residu's in de meerderheid zijn. De resultaten van het derogatienetwerk (2016 - 2019) en het literatuuroverzicht van de experimenten tonen dat de toegediende N-bemestingsdosissen echter niet steeds met de extra N-vrijstelling bij hogere BOC-concentraties rekening houden wat de hogere NO_3^- -N-residu's bij hogere BOC-concentraties mee verklaart. Om lage NO_3^- -N-residu's in het najaar te kunnen realiseren, is het belangrijk dat het N-aanbod en de N-vraag van de teelt in tijd en ruimte samenvallen. In het najaar, bij een hoge temperatuur en voldoende vocht, kan de N-vraag -vb. tijdens de afrijping van een teelt- lager zijn dan de N-levering via mineralisatie. De metingen tonen aan dat een hoger BOC-gehalte niet noodzakelijk leidt tot hogere NO_3^- -N-residu's in het najaar. Lagere NO_3^- -N-residu's en NO_3^- -uitloging bij hogere BOC-concentraties worden door hogere opbrengsten en / of hogere denitrificatie verklaard. Vooral in jaren met droge periodes worden er hogere opbrengsten bij percelen met hogere BOC-concentraties vastgesteld. Daarnaast kunnen er lagere NO_3^- -N-residu's en NO_3^- -uitloging gemeten worden bij korte termijn experimenten waarbij de lagere N-beschikbaarheid van OM niet in rekening gebracht wordt. Daarentegen bij lange termijn experimenten is de NO_3^- -uitloging vaak gelijkaardig of hoger bij hogere BOC-concentraties. Dit is door de hogere N-beschikbaarheid bij de langdurige toediening van OM en de mogelijke N-vrijstelling uit het verhoogde BOC-gehalte en het OM na de oogst te verklaren. Deze resultaten bevestigen het belang van een perceelsspecifieke bemesting.

Om het risico op hoge NO_3^- -N-residu's en NO_3^- -uitloging te vermijden, is het niet alleen belangrijk om rekening te houden met bodemeigenschappen en de voorgeschiedenis van het perceel, maar moeten ook de N-vraag en het N-aanbod zo synchroon mogelijk zijn. Via het fractioneren van de N-bemesting kunnen de N-mineralisatie uit BOS, de N-werking van recent toegediende OM en de weersomstandigheden al gedeeltelijk meegenomen worden. Indien doorheen het teeltseizoen opgemerkt wordt dat er vooruitzichten zijn voor een lagere biomassa-productie (vb. wanneer aardappelen al in bloei staan voor het sluiten van de rijen), dan kan een gereduceerde bijbemesting gepast zijn. Door een goede keuze van het tijdstip van bodembewerkingen of het vernietigen van vanggewassen kan het risico op hoge NO_3^- -N-residu's en NO_3^- -uitloging verlaagd worden. De meest effectieve maatregel om de NO_3^- -uitloging in het najaar te beperken, is het inzaaien van een (vroeg) vanggewas of volgteelt dat de (extra) N vrijgekomen tijdens het najaar kan opnemen. Indien er geen vanggewas ingezaaid wordt, is het afgeraden om de

Omdat in de vermelde experimenten de toegediende N-bemestingshoeveelheid vaak niet aan het aanwezige BOC-gehalte aangepast is, is het niet mogelijk om het effect van de N-mineralisatie in het najaar op de gemeten NO_3^- -N-residu's in te schatten. Om een correcte inschatting te kunnen doen van het effect van de N-mineralisatie in het najaar moet de NO_3^- -N-hoeveelheid 2 keer gemeten worden. Een eerste keer in augustus bij de oogst van de wintergranen of net voor de afrijping bij maïs en aardappelen en een tweede keer in de herfst (oktober - november). Op basis van de beschikbare experimenten is het ook niet mogelijk om na te gaan of er bij eenzelfde BOC-verhoging bij de toepassing van verschillende maatregelen uiteenlopende effecten op de gemeten NO_3^- -N-residu's zijn.

5 CONCLUSIE

Bij het behoud van bodemkwaliteit wordt in de eerste plaats gedacht aan het behoud en (of) herstel van de BOS. Deze BOS heeft een gunstige invloed op zowel de fysische, chemische als biologische bodemkwaliteit. Omwille van de positieve impact op de bodemkwaliteit kan een hoger BOS-gehalte naast het nutriënteneffect ook een niet-nutriënteneffect op de opbrengst hebben. Er zijn in Vlaanderen streefzones van de BOC-concentratie afhankelijk van de bodemtextuur opgesteld. De minimumwaarde van de streefzone is bepaald door metingen van de aggregaatstabiliteit of de potentiële opbrengst. De maximumwaarde van de streefzone bij de Vlaamse ecoregeling houdt rekening met het risico op N-verliezen. In de periode 2020 - 2023 had respectievelijk 47.5 en 46.5% van de akkerland- en graslandpercelen een BOC-gehalte onder de streefzones van de Bodemkundige Dienst van België.

Verschillende maatregelen kunnen de BOS-concentratie verhogen. Het is moeilijk om de effectiviteit van verschillende maatregelen in te schatten omdat de beginconditie van een experiment een sterke invloed op de conclusies heeft. Bij een bodem met een eerder laag initieel BOS-gehalte zal een stijging makkelijker zichtbaar zijn. Vele studies hebben een korte looptijd en zijn daardoor vaak te kort om eventuele significante en (positieve) lange termijn effecten zichtbaar te maken. De analyse van het effect van maatregelen op het BOS-gehalte wordt ook belemmerd door de interactie van het effect van de maatregelen met het effect van de bodemeigenschappen -vb. het kleipercentage- en van het klimaat. Ook de controlebehandeling kan het resultaat van een maatregel beïnvloeden vb. het effect van organische meststoffen op de opbrengst is verschillend bij een 0-bemesting t.o.v. de toediening van minerale meststoffen. Een extra moeilijkheid om de effectiviteit van afzonderlijke maatregelen te beoordelen, is het feit dat bij een aangepast beheer soms meerdere maatregelen genomen worden vb. een aangepaste teeltrotatie bij de vergelijking van gangbare en biologische landbouw.

De meest effectieve maatregelen om de BOS-concentratie van Vlaamse bodems te verhogen, zijn wisselbouw (afwisseling van grasland en akkerbouwperiode) en de toediening van compost, biochar en stalmest. Ook de teeltrotatie (incl. vanggewassen en oogstresten), biologische landbouw en bekalking kunnen een positief effect op de BOS-concentratie hebben. Bij grasland kan de BOS-concentratie via het beheer beïnvloed worden. De toepassing van niet-kerende bodembewerkingen daarentegen verhoogt de BOS-concentratie niet.

Het bepalen van het effect van de maatregelen op de opbrengst, de NO_3^- -N-residu's en de NO_3^- -uitloging wordt vaak bemoeilijkt door het feit dat er in de experimenten geen rekening gehouden wordt met het verschil in N-beschikbaarheid tussen verschillende behandelingen. In de meeste experimenten werd er in de verschillende jaren een vaste dosis compost of C- of N-hoeveelheid zonder N-bemestingsadvies toegediend. In de experimenten waar er bemest werd op basis van een N-bemestingsadvies werd er rekening gehouden met de N-vraag van de teelt maar niet met het effect van de behandeling op de BOC-concentratie. De extra N-vrijstelling via mineralisatie bij een verhoogde BOC-concentratie of de N-werkingscoëfficiënt van het organische meststoffen werden vaak niet in rekening gebracht.

Vooral teeltrotaties (wisselbouw en doorbreken van monocultuur), bekalking, irrigatie en de toediening van compost hebben een potentieel positief effect op de opbrengst. Daarnaast leiden maatregelen die de BOS-

In het najaar worden vaak hogere NO_3^- -N-residu's gemeten bij percelen met hogere BOC-concentraties. De toegevoegde N-bemestingsdosissen houden echter niet steeds rekening met de extra N-vrijstelling bij hogere BOC-concentraties. Daarentegen kan tijdens het najaar bij een hoge temperatuur en voldoende vocht de N-vraag -vb. tijdens de afrijping van een teelt- lager zijn dan de N-levering via mineralisatie in bodems met een hoog BOC-gehalte. Een hoger BOC-gehalte leidt echter niet automatisch tot hogere NO_3^- -N-residu's in het najaar. Lagere NO_3^- -N-residu's en lagere NO_3^- -uitloging bij hogere BOC-concentraties worden door hogere opbrengsten en / of hogere denitrificatie uitgelegd. Deze resultaten duiden op het belang van een perceelsspecifieke bemesting.

6 REFERENTIES

- Abdalla, M., Espenberg, M., Zavattaro, L., Lellei-Kovacs, E., Mander, U., Smith, K., Thorman, R., Damatirca, C., Schils, R., ten Berge, H., Newell-Price, P., Smith, P., 2022. Does liming grasslands increase biomass productivity without causing detrimental impacts on net greenhouse gas emissions? *Environmental Pollution* 300, 118999.
- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P., 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology* 25(8), 2530-2543.
- Abts, M., Anthonissen, A., Hubrecht, L., Rombouts, G., Ryckaert, I., De Vliegheer, A., Latré, J., Van de Ven, G., Odeurs, W., 2016. Praktijkgids bemesting. *Grasland en voedergrassen*, 101 p.
- Agneessens, L., De Waele, J., De Neve, S., 2014a. Review of alternative management options of vegetable crop residues to reduce nitrate leaching in intensive vegetable rotations. *Agronomy*, 529-555.
- Agneessens, L., Vandecasteele, B., Van De Sande, T., Goovaerts, E., Crappé, S., Elsen, A., Willekens, K., De Neve, S., 2014b. Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij vollegrondsgroenten en mogelijkheden van vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de waterkwaliteitsdoelstellingen van het Actieprogramma 2011-2014 (MAP 4): Hoofdrapport. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 149 p.
- Ahmad, N., 1980. Soil nitrogen mineralization as affected by drying, liming and sewage sludge addition. Doctoraat, University of Hawaii, Honolulu, 147 p.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology* 39, 107-116.
- Anonymus, 2014. Organische stof in de bodem. Sleutel tot bodemvruchtbaarheid. Departement Omgeving, Brussel, 39 p.
- Anonymus, 2019. Invloed van pH en bekalking op stikstofbemesting, -nitraatresidu en -uitspoeling. Eindrapport. Studie uitgevoerd door Bodemkundige Dienst van België in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 135 p.
- Anonymus, 2023a. Nitraatresidurapport 2022. Analyse van de resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2022. Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 62 p.
- Anonymus, 2023b. Ruimtebeslag. <https://www.vlaanderen.be/statistiek-vlaanderen/ruimtegebruik/ruimtebeslag>
- Anonymus, 2024a. Code van goede praktijk bodembescherming. CVGP bodembescherming [https://reflabos.vito.be/2024/Code van goede praktijk bodembescherming definitief juli 2024.pdf](https://reflabos.vito.be/2024/Code%20van%20goede%20praktijk%20bodembescherming%20definitief%20juli%202024.pdf)
- Anonymus, 2024b. Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF). <https://omgeving.vlaanderen.be/nl/klimaat-en-milieu/land-use-land-use-change-and-forestry-lulucf>
- Anonymus, 2024c. Verhogen organische koolstofgehalte. Agentschap Landbouw & Zeevisserij, 6 p.
- Askegaard, M., Olesen, J.E., Rasmussen, I.A., Kristensen, K., 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: Effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21, 181-188.
- B3W, 2021. B3W benadrukt "Een vroege inzaai van vanggewassen leidt tot een hogere opname". Begeleidingsdienst voor een Betere Bodem en Waterkwaliteit (B3W), 5 p.
- B3W, 2022. Vanggewas tussen hoofd- en nateelt: Is het de moeite waard? Thematisch uitwisselingsmoment B3W. Begeleidingsdienst voor een Betere Bodem en Waterkwaliteit (B3W), 5 p.
- Bai, Z., Casparia, T., Ruiperez Gonzalez, M., Batjes, N.H., Mäder, P., Bünemann, E.K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Santos Ferreira, C.S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., Tóth, Z., 2018. Effects of agricultural management practises on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 1-7.

- Bai, X., Huang, Y., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P.A., Tao, B., Hui, D., Yang, J., Matocha, C., 2019. Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: a meta-analysis. *Global Change Biology* 25(8), 2591-2606.
- Basso, B., Ritchie, J.T., 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108, 329-341.
- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C., Machet, J.M., Maucorps, J., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111, 292-310.
- Beeckman, A., 2014. Meerjarige bemestingsproef - 2013: (Groen)compost of stalmest voor gezonde basisbemesting. Inagro, 3 p.
- Beeckman, A., Vervisch, B., Delanote, L., 2016. Belang van organische bemesting duidelijk na dertien jaar. *Proeftuinnieuws* 11, 36-37.
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., Cardinael, R., 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nature Communications* 14, e3700.
- Bellassen, V., Angers, D., Kowalczewski, T., Olesen, A., 2022. Soil carbon, the blind spot of European national greenhouse gas inventories. *Nature Climate Change* 12, 324-331.
- Bockstaller, C., Blatz, A., Rapp, O., Koller, R., Slezack, S., Schaub, A., 2024. Sustainable alternative to irrigated maize monoculture in a maize-dominated cropped area: Lessons learned from a system experiment. *Heliyon* 10, e30400.
- Bodemkundige Dienst van België, UGent, 2008. Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems. Deel 1: Literatuurstudie & Deel 2: Uitwerking van het adviessysteem. Studie in opdracht van Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (ALBON), Dienst Land- en Bodembescherming, Brussel, 146 p.
- Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: a meta-analysis. *Science of the Total Environment* 651, 2354-2364.
- Bouckaert, L., Sleutel, S., De Neve, S., 2010. Invloed van de toediening van GFT compost in een akkerbouwrotatie: eindrapport. Onderzoek in opdracht van Vlaco, Mechelen, 15 p.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., 2010. Environmental indicators to assess the risk of diffuse nitrogen losses from agriculture. *Environmental Management* 45(5), 1201-1222.
- Buyse, P., Roisin, C., Aubinet, M., 2013a. Fifty years of contrasted residue management of an agricultural crop: Impacts on the soil carbon budget and on soil heterotrophic respiration. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 167, 52-59.
- Buyse, P., Schnepf-Kiss, A., Carnol, M., Malchair, S., Roisin, C., Aubinet, M., 2013b. Fifty years of crop residue management have a limited impact on soil heterotrophic respiration. *Agricultural and Forest Meteorology* 180, 102-111.
- CDM, 2017. Advies 'Organische stof in de bodem en nitraatuitspoeling'. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), Wageningen, 40 p.
- Chen, H., Levavasseur, F., Montenach, D., Lollier, M., Morel, C., Houot, S., 2022. An 18-year field experiment to assess how various types of organic waste used at European regulatory rates sustain crop yields and C, N, P, and K dynamics in a French calcareous soil. *Soil and Tillage Research* 221, 105415.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 268-278.

- Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Bàrberi, P., Fließbach, A., Peigné, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vliegheer, A., Döring, T. F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schloter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mäder, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 36(1), 22.
- Cotrufo, M.F., Lavalley, J.M., 2021. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy* 172, 1-66.
- Cougnon, M., Reheul, D., 2022. Onderzaai van gras in kuilmaïs: Bezint eer ge begint. https://www.rundveeloket.be/kenniscentrum/ruwvoerwinning/ma%C3%AFs/onderzaai_1
- Cougnon, M., Reheul, D., D'Hose, T., Van Daele, E., 2010. Het gebruik van GFT-compost in de maïsteelt. *Landbouw & Techniek* 18, 18-21.
- Cougnon, M., Van Den Berge, K., D'Hose, T., Clement, L., Reheul, D., 2018. Effect of management and age of ploughed out grass-clover on forage maize yield and residual soil nitrogen. *The Journal of Agricultural Science* 156, 748-757.
- Cougnon, M., Vandermoere, S., De Vliegheer, A., Reheul, D., 2015. Yield comparison of Italian ryegrass and winter rye sown as cover crops after forage maize. In: van den Pol-van Dasselaar, A., Aarts, H.F.M., De Vliegheer, A., Elgersma, A., Reheul, D., Reijneveld, J.A., Verloop, J., Hopkins, A. (Eds.), *Proceedings European Grassland Federation (EGF) 'Grassland and forages in high 'output dairy farming systems. Grassland Science in Europe* 20, 187-189.
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S.L., Torn, M.S., 2013. Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environmental Research Letters* 8(4), 044049.
- Creamer, N.G., Baldwin, K.R., 2000. An evaluation of summer cover crops for use in vegetable production systems in North Carolina. *Hortscience* 35(4), 600-603.
- Cui, Y., Zhang, W., Zhang, Y., Liu, X., Zhang, Y., Zheng, X., Luo, J., Zou, J., 2024. Effects of no-till on upland crop yield and soil organic carbon: a global meta-analysis. *Plant Soil* 499, 363-377.
- Curtin, D., Cambell, C.A., Jalil, A., 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 57-64.
- Daryanto, S., Wang, L., Jacinthe, P.A., 2017. Impacts of no-tillage management on nitrate loss from corn, soybean and wheat cultivation: a meta-analysis. *Scientific Reports* 7(1), 1-9
- De Blauwer, V., 2022. Rassenkeuze aardappelen. <https://inagro.be/teelt-en-dier/akkerbouw/aardappelen/rassenkeuze-aardappelen>
- De Clercq, L., Michels, E., Meers, E., Sigurnjak, I., Vaneeckhaute, C., Annicaert, B., Cougnon, M., Reheul, D., Vanden Nest, T., Willaert, L., De Dobbelaere, A., Ryckaert, B., Van de Sande, T., Vandaele, E., Lebuf, V., Crappé, S., Vercammen, J., 2015. Veldproeven met biogebaseerde meststoffen. Rapport van het interreg Biorefine project, Gent, 50 p.
- Dechow, R., Franko, U., Kätterer, T., Kolbe, H., 2019. Evaluation of the RothC model as a prognostic tool for the prediction of SOC trends in response to management practices on arable land. *Geoderma* 337, 463-478.
- de Haan, J., Sukkel, W., van Geel, W., Kroonen, B., Verstegen, H., 2016. Naar een bodemverbeterend mestbeleid. Ideeën voor een nieuw mestbeleid met een integrale afweging op basis van de resultaten van het project Bodemkwaliteit op zandgrond. *Praktijkonderzoek Plant & Omgeving*, Wageningen, 25 p.
- de la Cruz, V.Y.V., Tantriani, Cheng, W., Tawaraya, K., 2023. Yield gap between organic and conventional farming systems across climate types and sub-types: a meta-analysis. *Agricultural Systems* 211, 103732.
- Delanote, L., 2020. Gunstig nitraatresidu-rapport voor proefbedrijf biologische landbouw. <https://www.ccbt.be/nl/nieuws/gunstig-nitraatresidu-rapport-voor-proefbedrijf-biologische-landbouw>

- D'Hose, T., 2025. Lange termijn veldexperimenten: hopeloos verouderd of schat aan informatie?, Bodemstudiedag?Bodemstudiedag, 28/01/2025.D'Hose, T., Ruyschaert, G., 2017. Mogelijkheden voor koolstofopslag onder gras- en akkerland in Vlaanderen. ILVO Mededeling Nr. 231, ILVO, Merelbeke, 73 p.
- D'Hose, T., Ruyschaert, G., Viaene, N., Debode, J., Vanden Nest, T., 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.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 401-422.
- Edmeades, D.C., 2003, The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, 165-180.
- Ellenkamp, R., 2017. Zeven vragen over: Strobemesten. *Akker* 3, 12-13.
- Elsen, A., Vanderersch, M., 2017. GFT-compost vult aardig deel van bemestingsadvies in. *Proeftuin* 5, 22-23.
- Elsen, F., Beckers, V., Diels, J., Van Orshoven, J., Wauters, S., Huybrechts, M., 2014. Praktijkonderzoek naar de toepassing van preventieve en remediërende maatregelen tegen bodemaantasting door bodemverdichting. Studie uitgevoerd in opdracht van de Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (ALBON), Dienst Land- en Bodembescherming, Brussel, 314 p.
- Elsen, J., Goovaerts, E., 2022. Compost verbetert de bodemkwaliteit. *Proeftuin* 5, 30-31.
- Erhart, E., Feichtinger, F., Hartl, W., 2007. Nitrogen leaching losses under crops fertilized with biowaste compost compared with mineral fertilization. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170, 608-614.
- Fonder, N., Heens, B., Xanthoulis, D., 2010. Optimisation de la fertilisation azotée de cultures industrielles légumières sous irrigation. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* 14, 103-111.
- Fornara, D., Higgins, A., 2022. Tillage and reseed effects on soil carbon stocks: evidence from 500 agricultural grasslands in the UK. *Agronomy for Sustainable Development* 42 (4), 71.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(44), 18226-18231.
- Geudens, K., Van de Ven, G., Truysers, E., Latré, J., Tits, M., 2022. Welke lessen kunnen we trekken uit de vruchtwisselingsproeven van Bottelare en Hooibeekhoeve? *Landbouwcentrum Voedergewassen (LCV), Geel*, 5 p.
- Goulding, K.W.T., 2016. Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use and Management* 32, 390-399.
- Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management* 16, 244-250.
- Haddaway, N.R., Hedlund, K., Jackson, L.E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I.K., Jørgensen, H.B., Isberg, P.-E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6, 30.
- Hansen, S., Berland Frøseth, R., Stenberg, M., Stalenga, J., Olesen, J.E., Krauss, M., Radzikowski, P., Doltra, J., Nadeem, S., Torp, T., 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations. *Biogeosciences* 16, 2795-2819.
- Hartl, W., Erhart, E., 2005. Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in a 10-year field experiment with biowaste compost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 781-788.
- Hassink, J., 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. Doctoraat, WUR, Wageningen, 250 p.

- Heuermann, D., Gentsch, N., Guggenberger, G., Reinhold-Hurek, B., Schweneker, D., Feuerstein, U., Heuermann, M.C., Groß, J., Kümmerer, R., Bauer, B., von Wirén, N., 2022. Catch crop mixtures have higher potential for nutrient carry-over than pure stands under changing environments. *European Journal of Agronomy* 136, 126504.
- Hiel, M.-P., Barbieux, S., Pierreux, J., Olivier, C., Lobet, G., Roisin, C., Garre, S., Colinet, G., Bodson, B., Dumont, B., 2018. Impact of crop residue management on crop production and soil chemistry after seven years of crop rotation in temperate climate, loamy soils. *PEERJ* 23(6), e4836.
- Hijbeek, R., Cormont, A., Hazeu, G.W., Bechini, L., Zavattaro, L., Janssen, B.H., Werner, M., Schlatter, N., Guzmán, G., Bitttebier, J., Pronk, A.A., van Eupen, M., van Ittersum, M.K., 2017a. Do farmers perceive a deficiency of soil organic matter? A European and farm level analysis. *Ecological Indicators* 83, 390-403.
- Hijbeek, R., van Ittersum, M.K., ten Berge, H.F.M., Gort, G., Spiegel, H., Whitmore, A.P., 2017b. Do organic inputs matter – a meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe. *Plant Soil* 411, 293-303.
- Hofman, G., Vermoesen, A., Bogaert, N., Salomez, J., Van Cleemput, O., Van Meirvenne, M., 1998. Mogelijke aanpassingen van N-bemestingsstrategieën op begraasd grasland in functie van de variabiliteit van de minerale bodemstikstof binnen het perceel. In: *Technologisch Instituut KVTU (Ed.), Studiedag Precisielandbouw*, 13 p.
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., Pakeman, R.J., Bailey, J.S., Fornara, D.A., Hayes, R.C., 2018. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: a review. *Science of the Total Environment* 610-611, 316-332.
- Houot, S., Philippe, S., Hedde, M., Bourgeteau, S., Cheviron, N., Levvasseur, F., 2018. Après 20 ans, quels enseignements sur le stockage de la matière organique et la biologie des sols. <https://valor-pro.hub.inrae.fr/les-sites-experimentaux/qualiagro/colloque-20-ans-de-suivi-qualiagro>
- Hui, X., 2019. Contribution of belowground biomass carbon to the stable soil organic matter pools. Doctoraat, UGent, Gent, 234 p.
- Iepema, G.L., Hoekstra, N.J., de Goede, R.G.M., Bloem, J., Brussaard, L., van Eekeren, N., 2022. Extending grassland age for climate change mitigation and adaptation on clay soils. *European Journal of Soil Science* 73(1), e13134.
- Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M.G., Piñeiro, G., 2017. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 48, 419-445.
- Janssens, P., 2014. De meerwaarde van irrigatie. *Management & Techniek* 6, 10-12.
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A., van Groenigen, J.W., Hungate, B., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environmental Research Letters* 12, 053001.
- Jensen, J.L., Thomsen, I.K., Eriksen, J., Christensen, B.T., 2021. Spring barley grown for decades with straw incorporation and cover crops: Effects on crop yields and N uptake. *Field Crops Research* 270, 108228.
- Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P.C., Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma* 302, 111-121.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., Macdonald, A.J., White, R.P., 2017. Changes in soil organic matter over 70 years in continuous arable and ley-arable rotations on a sandy loam soil in England. *European Journal of Soil Science* 68 (3), 305-316.
- Kim, D.-G., Isaac, M.E., 2003. Nitrogen dynamics in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 42 (4), 60.
- King, A.E., Blesh, J., 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perennality as a guiding principle. *Ecological Applications* 28, 249-261.
- KNMI, 2021. <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/achtergrond/achtergrondinformatie-neerslagindex-spi>

- 08.04.2025 Wisselwerking tussen de opbouw van bodemorganische stof en het risico op stikstofverliezen pagina 87

- Ma, Y., Woolf, D., Fan, M., Qiao, L., Li, R., Lehmann, J., 2023. Global crop production increase by soil organic carbon. *Nature Geoscience* 16, 1159-1165.
- Macdonald, A. , Poulton, P. , Clark, I. , Scott, T. , Glendining, M. , Perryman, S. , Storkey, J. , Bell, J. , Shield, I. , Mcmillan, V., Hawkins, J., 2018. Rothamsted long-term experiments. Guide to the classical and other long-term experiments, datasets and sample archive. Rothamsted Research, Harpenden, 58 p. <https://doi.org/10.23637/ROTHAMSTED-LONG-TERM-EXPERIMENTS-GUIDE-2018>
- Macholdt, J., Piepho, H.-P., Honermeier, B., Perryman, S., Macdonald, A., Poulton, P., 2020. The effects of cropping sequence, fertilization and straw management on the yield stability of winter wheat (1986-2017) in the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK. *The Journal of Agricultural Science* 158, 65-79.
- MacLeod, M., Eory, V., Gruère, G., Lankoski, J., 2015. Cost-effectiveness of greenhouse gas mitigation measures for agriculture. OECD Publishing, 73 p.
- Maenhout, P., Di Bene, C., Cayuela, M.L., Diaz-Pines, E., Govednik, A., Keuper, F., Mavsar, S., Mihelic, R., O'Toole, A., Schwarzmann, A., Suhadolc, M., Syp, A., Valkama, E., 2024. Trade-offs and synergies of soil carbon sequestration: Addressing knowledge gaps related to soil management strategies. *European Journal of Soil Science* 75(3), e13515.
- Mahmood, S., Nunes, M.R., Kane, D.A., Lin, Y., 2023. Soil health explains the yield-stabilizing effects of soil organic matter under drought. *Soil & Environmental Health* 1, e100048.
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 666-679.
- McDaniel, M., Tiemann, L.K., Grandy, A., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis, *Ecological Applications* 24(3), 560-570.
- Mestdagh, I., 2005. Carbon sequestration in different Flemish grassland ecosystems. Doctoraat, UGent, Gent, 166 p.
- Mestdagh, 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.
- Michaud, A.M., Cambier, P., Sappin-Didier, V., Deltreil, V., Mercier, V., Rampon, J.N., Houot, S., 2020. Mass balance and long-term soil accumulation of trace elements in arable crop systems amended with urban composts or cattle manure during 17 years. *Environmental Science and Pollution Research* 27(5), 5367-5386.
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science* 69, 39-47.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal* 111(10), 1098-1119.
- Mulier, A., Nevens, F., Hofman, G., 2006. Daling van de organische stof in Vlaamse landbouwgronden. Analyse van mogelijke oorzaken en aanbevelingen voor de toekomst. Steunpunt Duurzame Landbouw (Stedula), Publicatie 24, Gontrode, 63 p.
- Müller, T., Höper, H., 2004. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 877-888.
- Myrbeck, Å., 2014. Soil tillage influences on soil mineral nitrogen and nitrate leaching in Swedish arable soils. Doctoraat, Swedish University of Agricultural Sciences, 74 p.
- Nawara, S., Vanden Nest, T., Odeurs, W., Janssens, P., Tits, M., Elsen, A., 2021. Klimaatadaptieve praktijken voor het terugdringen van nutriëntenverliezen: een gerichte verkenning. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 395 p.

- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., Verheyen, K., 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247, 98-111.
- Parnaudeau, V., Bruyere, C., Trochard, R., 2018. Retours et enseignements après 20 ans sur la gestion des économies d'engrais. <https://valor-pro.hub.inrae.fr/les-sites-experimentaux/qualiagro/colloque-20-ans-de-suivi-qualiagro>
- Parton, W.J., Kelly, R.H., Hartman, M.D., Revallier, A., Bisinella de Faria, A.B., Naves-Maschietto, G., Orvain, M., Houot, S., Albuquerque, M., Kech, S., 2023. Agricultural and municipal organic waste amendments to increase soil organic carbon: How much, how often, and to what end? *Soil Science Society of America Journal* 87(4), 885-901.
- Poepleau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 33-41.
- Piccolo, I., Polese, R., Berti, A., 2024. Low efficacy of different crop residue management on C and N stocks after five decades. *Soil & Tillage Research* 244, 106224.
- Postma, R., Thijssen, D., Riechelman, B., 2021. Effect organische stof-aanvoer op gewas, bodem en nitraatresidu; veldproeven in snijmaïs op zandgrond 2018-2020. *Nutriënten Management Instituut (NMI)*, 54 p.
- Poulton, P.R., Johnston, A.E., White, R.P., 2023. Response of three cereal crops in continuous arable or ley-arable rotations to fertiliser nitrogen and soil nitrogen at Rothamsted's Woburn Ley-arable experiment. *Soil Use and Management* 39(2), 771-778.
- Prout, J.M., Shepherd, K.D., McGrath, S.P., Kirk, G.J.D., Haefele, S.M., 2020. What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio. *European Journal of Soil Science* 72, 2493-2503.
- Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M., Vallejo, A., Cooper, J., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 174, 1-10.
- Rakotovololona, L., Beaudoin, N., Ronceux, A., Venet, E., Mary, B., 2019. Driving factors of nitrate leaching in arable organic cropping systems in Northern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 272, 38-51.
- Reubens, B., D'Haene, K., D'Hose, T., Ruysschaert, G., 2010. Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke, 203 p.
- Rosinger, C., Keiblinger, K., Bieber, M., Bernardini, L.G., Huber, S., Mentler, A., Sae-Tun, O., Scharf, B., Bodner, G., 2023. On-farm soil organic carbon sequestration potentials are dominated by site effects, not by management practices. *Geoderma*, 433, 116466.
- Rühlemann, L., Schmidtke, K., 2016. The suitability of non-legume cover crops for inorganic soil nitrogen immobilisation in the transition period to an organic no-till system. *Plant Production Science* 19(1), 105-124.
- Sandén, T., Spiegel, H., Stüger, H.P., Schlatter, N., Haslmayr, H.P., Zavattaro, L., Grignani, C., Bechini, L., D'Hose, T., Molendijk, L., Pecio, A., Jarosz, Z., Guzmán, G., Vanderlinden, K., Giraldez, J.V., Mallast, J., ten Berge, H., 2018. European long-term field experiments: knowledge gained about alternative management practices. *Soil Use and Management* 34(2), 167-176.
- Schjønning, P., 2023. Straw management in small grain cereal crop production. The long-term effects on soil carbon and soil pore characteristics. *Geoderma* 435, 116499.
- Schjønning, P., Jensen, J.L., Bruun, S., Jensen, L.S., Christensen, B.T., Munkholm, L.J., Oelofse, M., Baby, S., Knudsen, L., 2018. The role of soil organic matter for maintaining crop yields: Evidence for a renewed conceptual basis. *Advances in Agronomy* 150, 35-79.
- Schröder, J.J., Scholefield, D., Cabral, F., Hofman, G., 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science and Policy* 7(1), 15-23.

- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229-232.
- Siddique, K.H.M., Johansen, C., Turner, N.C., Jeuffroy, M.H., Hashem, A., Sakar, D., Gan, Y., Alghamdi, S.S., 2012. Innovations in agronomy for food legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 46-64.
- Siedt, M., Schäffer, A., Smith, K.E., Nabel, M., Roß-Nickoll, M., van Dongen, J.T., 2021. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. *Science of the Total Environment* 751, 141607.
- Sieling, K., 2019. Improved N transfer by growing catch crops - A challenge. *Journal für Kulturpflanzen* 71(6), 145-160.
- Silgram, M., Chambers, B.J., 2002. Effects of long-term straw management and fertilizer nitrogen additions on soil nitrogen supply and crop yields at two sites in eastern England. *Journal of Agricultural Science* 139, 115-127.
- Sleutel, S., De Neve, S., Beheydt, D., Li, C., Hofman, G., 2006. Regional simulation of long-term organic carbon stock changes in cropland soils using the DNDC model: 1. Large-scale model validation against a spatially explicit data set. *Soil Use and Management* 22(4), 342-351.
- Sleutel, S., De Neve, S., Singier, B., Hofman, G., 2007. Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38, 2647-2657.
- Sleutel, S., Van De Vijver, E., 2024. Impactanalyse operationele doelstellingen LULUCF op broeikasgasopslag en -emissies. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Departement Omgeving, Brussel, 66 p.
- Sobry, L., Beeckman, A., 2017. Groenbedekkers als ruwvoeder. *Inagro, Beitem*, 2 p.
- 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.
- 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.
- Spink, J., Hackett, R., Forristal, D., Creamer, R., 2010. Soil Organic Carbon: A review of 'critical' levels and practices to increase levels in tillage land in Ireland. *Teagasc, Carlow*, 28 p.
- St. Luce, M., Lemke, R., Gan, Y., McConkey, B., May, W., Campbell, C., Zentner, R., Wang, H., Kroebe, R., Fernandez, M., Brandt, K., 2020. Diversifying cropping systems enhances productivity, stability, and nitrogen use efficiency. *Agronomy Journal*, 112, 1517-1536.
- Stopes, C., Lord, E.I., Philipps, L., Woodward, L., 2002. Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management* 18(s1), 256-63.
- Thapa, R., Mirsky, S.B., Tully, K.L., 2018. Cover crops reduce nitrate leaching in agroecosystems: A global meta-analysis. *Journal of Environmental Quality* 47(6), 1400-1411.
- Thorup-Kirstensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79, 227-302.
- Tiefenbacher, A., Sandén, T., Haslmayr, H.-P., Miloczki, J., Wenzel, W., Spiegel, H., 2021. Optimizing carbon sequestration in croplands: A synthesis. *Agronomy* 11, 882.
- Tits, M., Lorenz, W., Grootjans, A., Janssens, P., Elsen, A., Deckers, S., Bries, J., Vandendriessche, H., 2024. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (2020-2023). *Bodemkundige Dienst van België*, 195 p.

- Tonitto, C., David, M., Drinkwater, L., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112(1), 58–72.
- Trost, B., Prochnow, A., Drastig, K., Meyer-Aurich, A., Ellmer, F., Baumecker, M., 2013. Irrigation, soil organic carbon and N₂O emissions. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33(4), 733-749.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309-320.
- Turley, D.B., Philips, M.C., Johnson, P., Jones, A.E., Chambers, B.J., 2003. Long-term straw management effects on yields of sequential wheat (*Triticum aestivum* L.) crops in clay and silty clay loam soils in England. *Soil Tillage Research* 71, 59-64.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H., Turtola, E., 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 203, 93-101.
- Van Balen, D., Cuperus, F., Haagsma, W., de Haan, J., Van Den Berg, W., Sukkel, W., 2023. Crop yield response to long-term reduced tillage in a conventional and organic farming system on a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research* 225, 105553.
- Vandenbergh, C., Colinet, G., 2017. La gestion de la matière organique du sol, un enjeu important pour limiter la lixiviation du nitrate vers les eaux souterraines. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 21(3), 201-208.
- 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.
- Van den Putte, A., Govers, G., Diels, J., Gillijns, K., Demuzere, M., 2010. Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. *European Journal of Agronomy* 33, 231-241.
- van der Wal, A., Hennen, W.H.G.J., de Koeijer, T.J., 2019. Bodem- en waterkwaliteit in de Nederlandse landbouw: Relatie tussen bodemorganische stof en nitraatuitspoeling op melkveebedrijven op zandgrond. *Bodem* (5), 34-36.
- Van de Ven, G., Latré, J., Tits, M., Elsen, F., 2018. Demo 2015-2: Richtsnoeren voor een betere bodemvruchtbaarheid door het doorbreken van de monocultuur maïs, Bijlagen. Landbouwcentrum Voedergewassen vzw (LCV), Geel, 26 p.
- Van de Ven, G., Geudens, K., Schellekens, A., Latré, J., Haesaert, G., Vervisch, B., 2020. Vanggewassen bij maïs: is onderzaai een optie? LCV, 10 p. http://www.lcvvzw.be/wp-content/uploads/2020/03/A2020_3-Vanggewassen-in-maïs-is-onderzaai-een-optie.pdf
- Vandewoestijne, E., 2021. Mogelijkheden van druppelirrigatie en fertigatie in de teelt van aardappelen. <https://www.waterportaal.be/PUBLICATIES/Actueelnieuws/TabId/257/ArtMid/730/ArticleID/160/Mogelijkheden-van-druppelirrigatie-en-fertigatie-in-de-teelt-van-aardappelen.aspx>
- 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.
- van Eekeren, N.J.M., Deru, J.G.C., de Boer, H., Philipsen, B., 2011. Terug naar de graswortel: Een betere nutriëntenbenutting door een intensievere en diepere beworteling. 2011-023 LbD, Louis Bolk Instituut (LBI), Driebergen, 17 p.
- Vanrespaille, H., Elsen, A., Willekens, K., 2022. Hoe voor je bodem zorgen binnen de beperkingen van het mestactieplan? Boeren leren van bioboeren. Brochure uit het VLM-project “Optimaliseren van bemestingsstrategieën vanuit de principes van de biologische landbouw. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 18 p.
- van Wesemael, B., Chartin, C., Wiesmeier, M., von Lützow, M., Hobley, E., Carnol, M., Krüger, I., Campion, M., Roisin, C., Hennart, S., Kögel-Knabner, I., 2019. An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 274, 62-75.

- van Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C., Van Orshoven, J., 2005. Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. *Canadian Journal of Soil Science* 85, 511-521.
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J., 2000. Beperking van lachgasemissie uit gewasresten. Een systeemanalyse. Alterra-rapport 114-3. Alterra, Wageningen, 80 p.
- Velthof, G.L., van Schooten, H.A., Hoving I.E., Dekker, P.H.M., van Dam, A.M., Reijneveld, A., Aarts, H.F.M., Smit, A., 2008. Indicator voor stikstofmineralisatie in gescheurd grasland: synthese. Alterra-rapport 1768, Alterra, Wageningen, 41 p.
- Verbeeck, M., Tits, M., Janssens, P., 2023a. Koolstof opbouw in de bodem en beperken van nutriëntenverliezen. Studie uitgevoerd door Bodemkundige Dienst van België in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 73 p.
- Verbeeck, M., Tits, M., Martens, S., Elsen, A., 2023b. Resultaten van 27-jarig lopende compostproef gaan internationaal. *Landbouwleven* 9/11/2023, 14-15.
- Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Kibblewhite, M.G., Gaunt, J.L., 2005. Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use And Management* 21, 2-9.
- Verloop, J., Hilhorst, G.J., Oenema, J., 2007. Stikstof mineralisatie op melkveebedrijf 'De Marke'. Analyse van waarnemingen en van hun betekenis voor het management. *Koeien & kansen rapport* 36, Lelystad, 65 p.
- Verloop, J., Hilhorst, G.J., Oenema, J., Van Keulen, H., Sebek, L.B.J., Van Ittersum, M.K., 2014. Soil N mineralization in a dairy production system with grass and forage crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 98, 267-280.
- Verreckett, S., Versluys, M., Loys, L., Catteeuw, B., 2023. Hoe een tussenvanggewas succesvol aanpakken? B3W helpt je op weg. Begeleidingsdienst voor een Betere Bodem en Waterkwaliteit (B3W), 3 p.
- Vertès, F., Hatch, D., Velthof, G., Taube, F., Laurent, F., Loiseau, P., Recous, S., 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe* 12, 227-246.
- Vervisch, B., Beeckman, A., Delanote, L., 2016. Grasklaver domineert meerjarige bemesting in biologische prei. *Proeftuinnieuws* 5, 36-37.
- Vilt, 2021. Humus is dood, leve de bodemorganische stof! <https://vilt.be/nl/nieuws/humus-is-dood-leve-de-bodemorganische-stof>
- Vlaco, 2014. Activiteitenverslag 2013. Vlaco, Mechelen, 56 p.
- Vlaco, 2022. Vlacovaria. Vlaco, Mechelen, 16 p.
- VLM, 2023. Onderbouwing bio als alternatief systeem voor de vanggewasregeling. Beoordelingscommissie Equivalente Maatregelen van het MAP. Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel.
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8, 512-523.
- Wang, M., Pendall, E., Fang, C., Li, B., Nie, M., 2018. A global perspective on agroecosystem nitrogen cycles after returning crop residue. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, 49-54.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149-162.
- Willekens, K., 2016. Nitrogen dynamics in relation to soil management and soil quality in field vegetable cropping systems. Doctoraat, UGent, Gent, 178 p.
- Zavattaro, L., Bechini, L., Grignani, C., van Evert, F.K., Mallast, J., Spiegel, H., Sandén, T., Pecio, A., Giráldez Cervera, J.V., Guzmán, G., Vanderlinden, K., D'Hose, T., Ruysschaert, G., ten Berge, H.F.M., 2017. Agronomic effects of bovine manure: a review of long-term European field experiments. *European Journal Agronomy* 90, 127-138.

- Zong, M., Manevski, K., Liang, Z., Abalos, D., Jabloun, M., Lærke, P.E., Jørgensen, U., 2024. Diversifying maize rotation with other industrial crops improves biomass yield and nitrogen uptake while showing variable effects on nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 371, 109091.
- Zwart, K.B., Pronk, A.A., Kater, L.J.M., 2004. Verwijderen van gewasresten in de open teelten: een deskstudie naar de effecten op de bodemvruchtbaarheid en de mogelijke verwerking van gewasresten in het kader van het project Nutriënten Waterproof, LNV-programma's systeeminnovatie open teelten (400-I en 400-III). Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO), Wageningen, 75 p.

BIJLAGE: EXPERIMENTEN

Experiment 1: Compost / drijfmestproef - monocultuur maïs - Vlaanderen

Locatie: Melle

Klimaat: gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: 1997 - 2009 (12 jaar)

Bodemtextuur: zandleembodem (31.1% zand, 56.6% leem & 12.3% klei)

BOC % start: 1.56% (0 - 30 cm) (net boven streefzone van Vlaamse ecoregeling ‘Verhogen organische koolstofgehalte’)

Teelten: monocultuur maïs

Bodembewerkingen: ploegen

Bemesting:

- * 4 behandelingen: COM-, C1M-, COM+ & C1M+
 - GFT-compost: jaarlijks 0 (C0) of 22.5 (C1) ton GFT-compost ha⁻¹
 - runderdrijfmest: jaarlijks 0 (M-) of 43 (M+) ton runderdrijfmest ha⁻¹
- * N-bemestingshoeveelheid: 0, 100 of 200 kg N ha⁻¹ via minerale meststoffen en extra N-aanvoer afhankelijk van de behandeling
- * K- en P-bemestingshoeveelheid: toegediend op basis van 3-jaarlijkse bodemstandaardanalyse

Bronnen: Nevens & Reheul (2003); Cougnon *et al.* (2010)

Experiment 2: GFT-compostproef - teeltrotatie - Wallonië

Locatie:	Wattripont
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	1997 - 2009 (13 jaar)
Bodemtextuur:	lichte zandleembodem
BOC % start:	0.75% (0 - 30 cm) (onder de streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')
Teelten:	aardappelen - suikerbieten - wintertarwe - maïs – wintergerst (gele mosterd na wintertarwe & wintergerst)
Bodembewerkingen:	ploegen
Bemesting:	* zonder of met compost in 1997, 2000, 2005 & 2008 (respectievelijk 45, 45, 50 & 50 ton ha ⁻¹) * varkensdrijfmest (30 ton ha ⁻¹) voor aardappelen en gele mosterd (7 keer) * gangbare minerale bemesting
Bron:	Bouckaert <i>et al.</i> (2010)

Experiment 3: Stalmest & granenoogstresten – Wallonië

Locatie: Gembloux

Klimaat: gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: 1959 -

Bodemtextuur: lichte leembodem (5% zand, 80% leem & 15% klei)

BOC % start: ± 0.95% (0 -22 cm) (onder de streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')

Teelten: * suikerbieten gevolgd door 2 of 3 jaren wintergranen of 1 jaar wintergraan +1 jaar tuinbonen

* behandeling met onderwerpen van oogstressen ook inzaai van vanggewassen

Bodembewerkingen: ploegen (meestal 22 cm - soms 35 cm)

Bemesting: * 6 behandelingen:

- enkel minerale meststoffen:
 - afvoer van bovengrondse oogstresten en vanggewassen (controle)
 - afvoer van bovengrondse oogstresten maar onderwerken van stro
 - onderwerken van alle oogstresten en vanggewassen (1 per rotatie - gele mosterd of wikke)
- toediening stalmest (30 tot 60 ton ha⁻¹ per teeltrotatie (teeltrotatie van 4 jaar tot en met 1974 en 3 jaar vanaf 1975)):
 - afvoer van bovengrondse oogstresten en vanggewassen
 - afvoer van bovengrondse oogstresten maar onderwerken van stro
 - onderwerken van alle oogstresten en vanggewassen (1 per rotatie - gele mosterd of wikke)

* minerale bemesting varieert van 106 tot 128 kg N ha⁻¹

Bronnen: Van Wesemael *et al.* (2005); Sleutel *et al.* (2006); Buysse *et al.* (2013a & b)

Experiment 4: Toediening van verschillende organische meststoffen - teeltrotatie - Vlaanderen

Locatie: Melle

Klimaat: gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: 2005 - 2012 (7 jaar)

Bodemtextuur: zandleembodem (36.3% zand, 52.0% leem & 11.7% klei)

BOC % start: 1.01% (0 - 20 cm) (net binnen streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')

Teelten: teeltrotatie met akkerbouw- en voederteelten en groenten

Gangbaar/bio: gangbaar

Bodembewerkingen: spitten

Experiment 5:	Toediening van verschillende organische meststoffen - teeltrotatie - Frankrijk
Locatie:	Frankrijk
Klimaat:	mediterraan klimaat (Csa volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	5 jaar
Bodemtextuur:	zandbodem
Teelten:	teeltrotatie met groenten en granen
Bemesting:	* 4 behandelingen: • 1 referentie met enkel minerale meststoffen • 3 behandelingen met organische meststoffen: gecomposteerde mest, GFT-compost en kreupel-hout-compost. * N-bemestingshoeveelheid: 240 kg N ha⁻¹
Bronnen:	Leclerc <i>et al.</i> (2012) in Amlinger <i>et al.</i> (2003); in Erhart <i>et al.</i> (2007); in Siedt <i>et al.</i> (2021)

Experiment 6:	GFT-compostproef - teeltrotatie - Vlaanderen
Locatie:	Boutersem
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	sinds 1997
Bodemtextuur:	leembodem
BOC % start:	1.2% (0 - 30 cm) (net onder streefzone van Vlaamse ecoregeling ‘Verhogen organische koolstofgehalte’)
Teelten:	teeltrotatie van suikerbieten, wintertarwe, aardappelen, wortelen en ajuinen
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	ploegen
Bemesting:	* 8 behandelingen: • 2 referenties: onbemest en minerale meststoffen • 9 behandelingen met GFT-compost: jaarlijks, 2-jaarlijks of 3-jaarlijks 15, 30 of 45 ton GFT-compost ha⁻¹

* K- en P-bemestingshoeveelheid: sinds 2003 toegediend op basis van 3-jarlijkse bodemstandaard-analyse

Teelten: sla, bloemkool, prei, andijvie, venkel & spinazie

Bemesting:

- * 5 verschillende behandelingen:
 - referentie met enkel minerale meststoffen
 - organische meststoffen: GFT-compost, groencompost, champost en boerderijcompost (boerderijcompost tot 2010 - jaarlijks additief vanaf 2012)
- * dosis: 2-jaarlijks 10 ton organisch materiaal ha⁻¹ in 2006, 2008, 2010, 2012, 2015 & 2018
- * uniforme N-bemesting bij verschillende behandelingen: aanvulling met minerale meststoffen op basis van teeltvraag + meting Nmin in de bodem (werking van organische meststoffen op basis van wetgeving)
- * uniforme K-bemesting bij verschillende behandelingen: aanvulling met minerale meststoffen
- * P-bemesting afhankelijk van het product en norm

Bronnen: De Rooster (2013); Vlaco (2014); De Nies (2018)

Experiment 9: QualiAgro – teeltrotatie met granen - Frankrijk

Locatie: Feucherolles (Versailles vlakte)

Klimaat: gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: sinds 1998

Bodemtextuur: lichte leembodem (7% zand, 79% leem & 14% klei)

BOC % start: 1.06% (0 - 25 cm) (onder streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')

Teelten: teeltrotatie met granen (tarwe - kuilmaïs - gerst)

Gangbaar/bio: gangbaar - bio sinds 2014

Bodembewerkingen: ploegen

Bemesting:

- * 5 behandelingen:
 - 1 onbemeste referentie
 - 4 behandelingen met dezelfde toegediende C-hoeveelheid (1998 en 2013 om de 2 jaar 4000 kg C ha⁻¹ en vanaf 2015 om de 2 jaar 2000 kg C ha⁻¹ & wintertarwestro tot en met 2013 afgevoerd)
- * 4 verschillende meststoffen: compost van groenafval en slib (DVB), groencompost (BIO), GFT-compost (OMR) of melkveestalmest (FUM)
- * N-bemestingshoeveelheid: op basis van de teelt en een meting van de Nmin in de bodem tot het N-advies aangevuld (N-mineralisatie werd niet meegerekend)
- * K- en P-bemesting: via de organische meststoffen

Bronnen: Noirot-Cosson *et al.* (2016); Houot *et al.* (2018); Parnaudeau *et al.* (2018); Michaud *et al.* (2020); Kpemoua *et al.* (2023); Parton *et al.* (2023)

Experiment 10: Compostproef - teeltrotatie - Oostenrijk

Locatie: Obere Lobau

Klimaat: gematigd landklimaat (Dfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: 1992 - 2002 (10 jaar)

Bodemtextuur: lemige kleibodem (15% zand, 62% leem & 23% klei)

BOC % start: 2% (binnen streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')

Teelten: teeltrotatie met aardappelen en granen

Gangbaar/bio: bio (met uitzondering van bemesting)

Bemesting:

- * 12 behandelingen:
 - 1 onbemeste referentie
 - 3 behandelingen met minerale meststoffen: 25 (N1), 41 (N2) en 56 (N3) kg N ha⁻¹ j⁻¹
 - 3 composthoeveelheden: 9 (C1), 16 (C2) en 23 (C3) ton ha⁻¹ j⁻¹ (= 89 - 225 kg N ha⁻¹ j⁻¹ of gemiddeld 13 - 34 kg werkzame N ha⁻¹ j⁻¹ berekend op basis van een werkingscoëfficiënt van 15%)
 - 5 behandelingen van compost in combinatie met minerale meststoffen: N1C1, N1C2, N1C3, N2C1 en N3C1

* N-bemestingshoeveelheid: N-aanvoer afhankelijk van de behandeling

Bronnen: Hartl & Erhart (2005); Erhart *et al.* (2007)

Experiment 11: Wisselbouw - Vlaanderen

Locatie: Melle

Klimaat: gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)

Periode: 1966 - 2000 (34 jaar)

Bodemtextuur: kleiige zandbodem (79.8% zand, 11.6% leem & 8.6% klei)

Teelten: * 7 teeltrotaties: continu grasland, wisselbouw van grasland en akkerbouwteelten (per 3 jaar) en continu akkerbouwteelten

* akkerbouwteelten: monocultuur maïs en teeltrotatie maïs, voederbiet (bladeren verwijderd na de oogst) en veldboon

Gangbaar/bio: gangbaar

Bodembewerkingen: ploegen

Bemesting: * N-bemestingshoeveelheid van kuilmaïs: tot 1989 180 kg N ha⁻¹ - later: 0, 75 of 180 kg N ha⁻¹

* K- en P-bemesting: 150 - 400 kg K₂O ha⁻¹ & 100 - 150 kg P₂O₅ ha⁻¹ met minerale meststoffen bij akkerbouwteelten

Bronnen: Nevens & Reheul (2001 & 2002)

Experiment 12: Wisselbouw / teeltrotatie - Vlaanderen

Locatie:	Bottelare
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	sinds 2006
Bodemtextuur:	zandleembodem
Teelten:	11 behandelingen met de teelt van kuilmaïs: zeer enge en uitgebreidere akkerrotaties van kuilmaïs en wisselbouw met tijdelijk grasland
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	spitten
Bemesting:	N-bemestingshoeveelheid: verschillende N-trappen - bij maïs: 0, 100, 150, 200 kg N ha ⁻¹
Bronnen:	Landschoot <i>et al.</i> (2018); Van de Ven <i>et al.</i> (2018); Nawara <i>et al.</i> (2021)

Experiment 13: Woburn Ley Arable - wisselbouw - Engeland

Locatie:	Woburn
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	sinds 1938
Bodemtextuur:	‘sandy loam’ bodem met 11 - 16 % klei (zand(leem)bodem)
BOC % start:	0.98% (0 - 25 cm)
Teelten:	8 teeltrotaties: • wisselbouw of continu akkerbouwteelten • wisselbouw: 3 of 8 jaar grasland met (Lc) of zonder klaver (Ln) gevolgd door 2 granen • 2 akkerbouwteeltrotatie: hoofdzakelijk granen maar ook aardappelen en winterbonen • akkerbouwteeltrotatie zonder (AB) of met (AF) braak
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	ploegen
Bemesting:	teeltafhankelijke N-, K- en P-bemestingshoeveelheden
Bronnen:	Johnston <i>et al.</i> (2017); MacDonald <i>et al.</i> , (2018); Poulton <i>et al.</i> (2023)

Experiment 14: Broadbalk Wheat Experiment - teeltrotatie & strobeheer - Engeland

Locatie:	Rothamsted
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	sinds 1843
Bodemtextuur:	lichte kleibodem (gedraineerd) (25% zand, 50% leem & 25% klei)

Experiment 15:	Oogstresten & bodembewerkingen - Wallonië
Locatie:	Gembloux
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2008 -
Bodemtextuur:	zware leembodem (5 - 10% zand, 70 - 80% leem & 18 - 22% klei)
Teelten:	wintergranen, tuinbonen en maïs
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	ploegen (25 cm) of ploegloos (bodembewerkingen tot 7 - 10 cm)
Bemesting:	* afvoer of inwerken van oogstresten * N-bemestingshoeveelheid: minerale meststoffen volgens gangbare praktijken: • Wintertarwe : 180 kg N ha⁻¹ • Maïs: 120 kg N ha⁻¹ • Tuinbonen: 0 kg N ha⁻¹ * geen P- en K-bemesting
Bron:	Hiel <i>et al.</i> (2018)

Bodemtextuur: zandbodem

Teelten: maïs gevolgd door raaigras

Gangbaar/bio: gangbaar

Bodembewerkingen: ploegen / spitten

Bemesting:

- * 3 behandelingen
 - referentie met minerale meststoffen
 - organische meststoffen: GFT-compost (enkele en dubbele dosis) en runderdrijfmest
- * N-bemestingshoeveelheid: aangevuld met minerale meststoffen tot zelfde hoeveelheid werkzame N (werkingscoëfficiënt voor runderdrijfmest en compost van respectievelijk 60 en 10%). In 2018 werd er tot de norm bemest. In 2019 en 2020 werd er bemest op basis van een staalname van de Nmin (0 - 30 cm) in het voorjaar en werd er rekening gehouden met een vast cijfer voor de N-vrijstelling uit het vanggewas.
- * K-bemestingshoeveelheid: aangevuld met minerale meststoffen tot advies van 200 kg K₂O ha⁻¹
- * P-bemestingshoeveelheid: tot P-gebruiksnorm van 50 kg P₂O₅ ha⁻¹ (klasse hoog van 2018 en 2019) aangevuld met minerale meststoffen

Bron: Postma *et al.* (2021)

Locatie:	Beitem
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2003 -
Bodemtextuur:	zandleembodem
BOC % start:	1% (net binnen streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')
Teelten:	zomertarwe met onderzaai klaver, koolgewas, aardappel met nateelt gras-klaver, eenjarige weide gras-klaver, prei en wortelen
Bodembewerkingen:	ploegen
Gangbaar/bio:	bio
Bemesting:	* verschillende behandelingen: stalmest/drijfmest, stalmest/drijfmest + groencompost, drijfmest + organische korrel, boerderijcompost + organische korrel, groencompost + organische korrel en stalmest * N-bemesting berekend in functie van de gewasbehoefte bij behandeling 1, groencompost boven gewasbehoefte & andere behandelingen zelfde hoeveelheid werkzame of totale N * N-werkingscoëfficiënt: 40% voor stalmest, 90% voor organische korrel, 7% voor groencompost en 5% voor boerderijcompost
Bronnen:	Beeckman (2013); Beeckman <i>et al.</i> (2016); Vlaco (2014)

Locatie:	Colmar
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2001 - 2018
Bodemtextuur:	zware leembodem (9% zand, 70% leem & 21% klei)
BOC % start:	1.43% (0 - 28 cm) (binnen streefzone van Vlaamse ecoregeling ‘Verhogen organische koolstofgehalte’)
Teelten:	teeltrotatie met maïs - wintertarwe - suikerbieten - wintergerst & sinds 2014 vanggewassen voor suikerbieten en maïs (geen afvoer van oogstresten)
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	ploegen
Bemesting:	* tweejaarlijkse toediening van verschillende organische meststoffen: afvalwaterslib (SLU), groencompost + slib (GWS), groencompost (BIO), melkveestalmest (FYM) en gecomposteerde melkveestalmest (FYMC) * behandelingen bij aanvulling met minerale meststoffen (+) (2001 - 2018): • N-bemestingshoeveelheid:

- Bron: Chen *et al.* (2022)

Locatie:	Lendelede
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2008 - 2018
Bodemtextuur:	lichte leembodem
Teelten:	suikerbieten, maïs, aardappelen en wintertarwe
Bemesting:	* 4 types organische bemesting maximaal tot de norm: zeugendrijfmest (= referentie), ruw digestaat, gedroogde digestaatkorrel en groencompost (om de 3 jaar) gecombineerd met ruw digestaat * N-bemesting: aangevuld met minerale meststoffen op basis van advies; werking in 2008 - 2010 berekend volgens 47.5% van totale N min ammoniakale N plus 80% van ammoniakale N en vanaf 2011 op basis van wettelijke werkingscoëfficiënten (60% bij drijfmest en ruw digestaat, 30% bij digestaatkorrel en 15% bij groencompost) * teeltafhankelijke P- en K-bemestingshoeveelheid
Bron:	Vlaco (2014); De Clercq <i>et al.</i> (2015)

Locatie:	Ingoogigem
Klimaat:	gematigd zeeklimaat (Cfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2016 - 2022
Bodemtextuur:	zandleembodem
BOC % start:	1.17% (boven de streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')
Teelten:	bonen, bloemkool, aardappel, suikerbieten en prei

Bemesting:	* 6 verschillende behandelingen: mengmest (en stalmest in 2018) (volledige (= referentie) of halve dosis in combinatie met ammoniumpolyfosfaat (APP)), ruw digestaat, dunne fractie digestaat, dunne fractie digestaat aangevuld met groencompost en effluent na biologie van dunne fractie digestaat * N-bemestingshoeveelheid: • op basis van wettelijke N-werkingscoëfficiënten • maximale toediening van producten rekening houdend met P-normen en aangevuld met minerale meststoffen rekening houdend met N-normen * P-bemesting op basis van teeltafhankelijk advies rekening houdend met de normen * K-bemesting op basis van teeltafhankelijk advies
Bronnen:	Lauwers (2022); Vlaco (2022)

Experiment 22:	Teeltrotatie - Denemarken
Locatie:	Foulum
Klimaat:	gematigd landklimaat (Dfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	2012 - 2018
Bodemtextuur:	kleiige zandbodem (geïrrigeerd) (78.2% zand, 10.7% leem & 8% klei)
BOS % start:	4% (0 - 30 cm) (boven streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')
Teelten:	* 5 teeltrotaties: • monocultuur maïs • 4 teeltrotaties met 4-jarlijks maïs met vanggewas winterrogge. Andere teelten zijn bieten, industriële hennep, triticale, koolzaad, bonen en gras-klaver
Gangbaar/bio:	gangbaar
Bodembewerkingen:	ploegen
Bemesting:	* N-, P- en K-bemestingshoeveelheid op basis van de Deense wetgeving * N-bemestingshoeveelheid: afhankelijk van het jaar en voorteelt van 140 tot 225 kg N ha⁻¹ & vanggewas winterrogge: 50 kg N ha⁻¹
Bron:	Zong <i>et al.</i> (2024)

Experiment 23:	Teeltrotatie - Canada
Locatie:	Swift Current
Klimaat:	gematigd landklimaat (Dfb volgens klimaatclassificatie van Köppen)
Periode:	1987 - 2015
Bodemtextuur:	zwarte zandleembodem (34.3% zand, 48.4% leem & 17.4% klei)
BOC % start:	1.8% (0 - 15 cm) (boven streefzone van Vlaamse ecoregeling 'Verhogen organische koolstofgehalte')

