BODEM, NUTRIËNTEN, COMPOST: ONDERZOEK VOOR EEN DUURZAME LANDBOUW

ILVO MEDEDELING nr 171
oktober 2014

Greet Ruysschaert
Bart Vandecasteele
Koen Willekens
Johan Van Waes
Kristiaan Van Laecke

Bodem, nutriënten, compost: onderzoek voor een duurzame landbouw

ILVO MEDEDELING nr 171

oktober 2014

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2014/10.970/171

Greet Ruysschaert
Bart Vandecasteele
Koen Willekens
Johan Van Waes
Kristiaan Van Laecke

INHOUD

Voorwoord 1

1 De relatie tussen duurzaam bodembeheer, bodemkwaliteit en gewasopbrengst: het gebruik van boerderijcompost en gewasrotatie 3

2 Effecten van niet-kerende bodembewerking en composttoepassing op de bodemkwaliteit en de stikstofdynamiek in de intensieve groenteteelt - resultaten van de meerjarige VEGTILCO-proef 20

3 Effect van niet-kerende bodembewerking en composttoepassing op de bodemkwaliteit, ziektedruk en gewasopbrengst in een gangbaar teeltsysteem met drijfmest – resultaten van de meerjarige BOPACT proef 29

4 Niet-kerende bodembewerking en groenbemesting in de biologische landbouw 41

5 Bodembeheer in functie van ziekteweerbaarheid 52

6 Biochar als bodemverbeterend middel 64

7 Koolstofstromen bij energiegewassen in vergelijking met courante landbouwgewassen 82

8 Langetermijn bemesting met diverse (organische) mesttypes en dosissen: effect op P-uitspoeling 107

9 Ruimtelijke en temporele variatie van bewortelingskenmerken en de effectiviteit van vanggewassen 132

10 Goede praktijken duurzaam bodembeheer: wat leren Europese langetermijn veldproeven 144

11 Goede praktijken duurzaam bodembeheer: inpasbaarheid op de Vlaamse bedrijven 152

12 Composteringsonderzoek: een complexe interactie! 168

13 Gebruik van compost in teeltsubstraten: een moeilijk evenwicht 185

14 Naar een optimale opslag en behandeling van vaste kippen- en rundermest via composteren en inkuilen 200

15 GeNeSys: Valorisatie van groene en bruine nevenstromen op het landbouwbedrijf216

16 Milieuprestaties van de stikstofbemestingsnormen opgelegd door de Europese nitraatrichtlijn 224

17 Fosforcyclus in landbouwbodems: een literatuurstudie 234

VOORWOORD

Bij de oprichting van het ILVO, minder dan 10 jaar geleden, werd er beslist om meer in te zetten op het bodem- en nutriëntenonderzoek. Er is veel gebeurd sindsdien.

Er werd 4 keer geïnvesteerd:

Er werd geïnvesteerd in de grijze massa en in handen, o.a. via de aanwerving van onderzoekers gespecialiseerd in bodemkunde, maar ook via ILVO-doctoraatsbeurzen en via gespecialiseerd technisch personeel.

Er werd geïnvesteerd in analysecapaciteit. Bestaande laboratoria werden samengebracht en gehuisvest in nieuwe ruimten en er werd geïnvesteerd in nieuwe apparatuur. Het behalen van de Belac-accreditatie voor gewasanalyses in 2007 en voor bodemanalyses in 2009 waren een grote stap in het streven naar kwaliteit. Het aantal analyses uitgevoerd in het labo stijgt nog elk jaar, wat aangeeft dat analyseresultaten een essentiële schakel zijn voor het onderzoek en dat er vertrouwen is in onze werking.

Er werd geïnvesteerd in de nutriëntenkringloop. ILVO heeft zelf biomassa uit de proefveldwerking en is dus vragende partij naar een nuttige valorisatie hiervan. Via de aanleg van een vergunde composteersite en de aankoop van de bijhorende machines kan ILVO zelf de biomassa omzetten in een bodemverbeterend middel van hoge kwaliteit. ILVO is zelf vragende partij voor dit product: het behoud van de bodemvruchtbaarheid van de 200 ha proefvelden is een belangrijk aandachtspunt en onze compost is hier een waardevol middel. De composteersite laat ons ook toe via onderzoek de compostering en de compostkwaliteit verder te verbeteren.

Er werd geïnvesteerd in de aanleg van meerdere lange termijn veldproeven. Om effecten van bodembeheersmaatregelen te kunnen aantonen is vaak lange termijn onderzoek nodig. De aanleg van lange termijn veldexperimenten was een investering waarvan we de resultaten nu beginnen te zien. Ze zijn een meerwaarde bij projecten en de onderbouwing van vraagstukken van het beleid en de praktijk.

En, zoals u verder kan lezen, die investeringen renderen. Wat ILVO uniek maakt in het Vlaamse bodemonderzoek, is onze geïntegreerde aanpak. Zo zijn we goed uitgerust om proefvelden aan te leggen en te onderhouden, zowel op het ILVO als bij landbouwers. We zaaien dus zelf het onderzoek. De analyses op de gewassen, de bodem en de bodemverbeterende middelen kunnen we uitvoeren in ons labo, en we beschikken ook over de nodige knowhow om de resultaten te verwerken tot rapporten en artikels, en maken we dan ook de vertaalslag naar het beleid en de sector. Deze ILVO-Mededeling is daar een mooi voorbeeld van. Door contacten met jullie horen we ook wat nieuwe onderzoeksnoden zijn. Op basis daarvan zoeken we zelf onderzoeksfinanciering om deze vragen te beantwoorden.

We sluiten ons niet op in vakjes: zowel binnen als buiten het ILVO werken we samen met onderzoekers uit andere disciplines om zo tot een betere onderbouwing en interpretatie van het onderzoek te komen. Geen ivoren toren dus, wel met de voeten op de grond. We

willen ook het overzicht behouden en we vatten bestaande kennis samen voor onze stakeholders. Voorbeelden hiervan zijn de literatuurstudies voor 'Bodembreed' rond bodembewerking en de literatuurstudie rond fosfor, de benchmarkstudie en het Nutrihort-congres rond nutriëntenverliezen in de tuinbouw.

We staan er niet alleen voor. U leest in deze ILVO-Mededeling het resultaat van onderzoek bij ILVO in samenwerking met universiteiten en hogescholen binnen en buiten Vlaanderen, praktijkcentra, landbouw- en telersorganisaties, bedrijven, provinciale, Vlaamse, federale en Europese overheden en instanties, instanties zoals VCM en VLACO vzw, en we vergeten er zeker nog een aantal op te sommen.

Naast beleidsondersteunend onderzoek in opdracht van VLM en het beleidsdomein LNE, voerden we ook onderzoek uit in Europese samenwerkingsverbanden, bijv. in het kader van FP7 of interreg, of via regionale kanalen als IWT-VIS, IWT-LA, MIP, … We werkten met biochar, kippenmest, digestaat, compost, preiresten, dikke fractie van mestscheiding, … Na minder dan 10 jaar is de tussentijdse opbrengstbepaling hoopgevend: we zitten op koers om de doelstelling te halen: de noodzakelijke kennis samenbrengen om de bodemvruchtbaarheid te behouden in functie van een optimale gewasopbrengst en gewaskwaliteit.

En we doen verder. Gezien de hoge beleidsrelevantie van de bodemgerelateerde onderzoeksvragen blijft ILVO met veel enthousiasme inzetten op: 'Bodem, nutriënten en compost: onderzoek voor een duurzame landbouw'. En dat doen we graag in samenwerking met jullie!

Kristiaan Van Laecke

Afdelingshoofd Eenheid Plant

Johan Van Waes

Wetenschappelijk directeur Teelt en omgeving

1 De relatie tussen duurzaam bodembeheer, bodemkwaliteit en gewasopbrengst: het gebruik van boerderijcompost en gewasrotatie

D'Hose T.[1], Cougnon M.[2], De Vliegher A.[1], Vandecasteele B.[1], Willekens K.[1], Viaene N.[1], Dereycke V.[3], Haessaert G.[3], Cornelis W.[4], Van Bockstaele E.[1], Reheul D.[2]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[2] *Vakgroep Plantaardige Productie, Universiteit Gent, Gent*
[3] *Vakgroep Toegepaste Biowetenschappen, Universiteit Gent, Gent*
[4] *Vakgroep Bodembeheer, Universiteit Gent, Gent*

1.1 Inleiding

Anno 2014 zorgen de steeds strenger wordende regelgeving (vb. MAP 4) en het streven naar een duurzaam bodemgebruik binnen de huidige landbouw voor een afnemend gebruik van minerale meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen. Dit maakt de landbouwer in toenemende mate afhankelijk van de natuurlijke processen in de bodem bij het op peil houden van de bodemvruchtbaarheid en het laag houden van de ziektedruk. Het toedienen van boerderijcompost en het toepassen van goed uitgekiende vruchtwisselingen zijn teelttechnische maatregelen die in aanmerking komen om de bodemkwaliteit te behouden en/of te verbeteren.

Boerderijcompost is een compost op basis van bedrijfseigen organische restproducten (vb. kuilresten, groenteafval, stro) waarbij het composteringsproces ter plaatste op een land- of tuinbouwbedrijf gebeurt. Het eindproduct kan bijdragen tot de opbouw van organische stof, de nutriëntenreserves, de bodemstructuur en de bodembiologie en kan tevens leiden tot een hogere gewasopbrengst. De compostering van deze reststromen tot een hoogwaardige bodemverbeteraar laat tevens toe om kringlopen meer te sluiten.

Vruchtwisseling wordt gedefinieerd als het afwisselend telen van gewassen in de tijd op een perceel. Een zorgvuldig opgestelde teeltrotatie blijkt een efficiënte maatregel te zijn bij het voorkomen en/of beheersen van ziekten, plagen en onkruiden en helpt bij het in stand houden/verbeteren van de bodemvruchtbaarheid. De gunstige invloed op chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen kan tevens leiden tot betere gewasprestaties.

In dit hoofdstuk worden de onderzoeksresultaten van ILVO behaald via een doctoraatsonderzoek in samenwerking met UGent (Vakgroep Plantaardige productie) samengevat. Aan de hand van twee lange-termijn veldproeven, die aanliggen aan de UGent, werd het effect van boerderijcompost en vruchtwisseling op chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen, koolstofopslag en gewasopbrengst onderzocht.

Meer details over de gebruikte methodes en de resultaten zijn te vinden in de artikels vermeld in de literatuurlijst.

1.2 EFFECT VAN BOERDERIJCOMPOST OP BODEMKWALITEIT EN GEWASOPBRENGST IN EEN MEERJARIGE VELDPROEF

De veldproef (boerderijcompostproef) werd aangelegd op de velden van de UGent (Proefhoeve, Vakgroep Plantaardige Productie) in Melle (50°59'N, 03°49'O) in het voorjaar van 2004. De bodem is een lemige zandbodem (80% zand, 12% leem en 8% klei) volgens het Belgische bodemclassificatiesysteem. De gemiddelde temperatuur en neerslag bedragen respectievelijk 9°C en 725 mm (KMI meetstation, Melle). De meerjarige veldproef combineert een vruchtwisseling van aardappel, voederbiet, kuilmaïs en spruitkool met een jaarlijkse toediening van boerderijcompost (BC).

1.2.1 Proefopzet

Het proefopzet volgt een strip-split plot design met 3 factoren in 3 herhalingen (Figuur 1):

- Horizontale factor: gewas. Een teeltrotatie met aardappel (A), voederbiet (VB), kuilmaïs (M) en spruitkool (S) wordt aangehouden waarbij ieder gewas, ieder jaar wordt geteeld;
- Verticale factor: minerale stikstofbemesting (N). Plots ontvangen 0, 100 of 200 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$ in de vorm van ammoniumnitraat (27% N);
- Subplotfactor: boerderijcompost. Plots ontvangen 0 of 50 m^3 BC ha^{-1} $jaar^{-1}$.

Ieder voorjaar, ongeveer halfweg april, wordt het veld geploegd (25-30 cm) en zaaiklaar gelegd met de rotoreg. Vervolgens worden de verschillende minerale N-dosissen en de boerderijcompost manueel uitgespreid en ingewerkt met behulp van de rotoreg tot een diepte van 10-15 cm. Naast een minerale N-bemesting, wordt er ook een P- en K-bemesting uitgevoerd (identiek voor alle plots), waarbij de hoeveelheid plant-beschikbare P en K in de compost in rekening gebracht wordt. Op de plots zonder boerderijcompost werd 332 kg K ha^{-1} in de vorm van korn-kali (33.2% K) toegediend en een hoeveelheid minerale P, in de vorm van tripelsuperfosfaat (19.6% P), equivalent aan de hoeveelheid plant-beschikbare P in de compost. Op de plots met boerderijcompost werd de hoeveelheid plant-beschikbare K in de compost verder aangevuld met minerale K tot 332 kg K ha^{-1} terwijl de compost de enige bron van P was. Vanaf 2010 werd de P en K bemesting aangepast. De hoeveelheid K werd verlaagd naar 249 kg K ha^{-1} en de hoeveelheid P werd verhoogd naar 35 kg P ha^{-1} waarbij nu ook op de plots met boerderijcompost de plant-beschikbare P in de compost verder aangevuld wordt met minerale P tot 35 kg P ha^{-1}.

Bij de jaarlijkse toepassing wordt de boerderijcompost grondig gekarakteriseerd. Door de grote variatie aan uitgangsmaterialen varieert de samenstelling sterk doorheen de jaren (Tabel 1). Vooral het gehalte aan organische stof lag duidelijk lager in de beginjaren van de proef (2004-2010). Dit is grotendeels te wijten aan het toevoegen van een kleifractie bij het opzetten van de compost en aan het feit dat de compostering op de volle grond werd uitgevoerd. Vanaf 2008 werd de kleifractie achterwege gelaten en werden de composthopen bovendien opgezet op een betonnen vloer. Dit resulteerde in een duidelijk hoger gehalte aan organische stof en de compost werd tevens rijker aan nutriënten (N, K, P).

Na het inwerken van de compost en de minerale meststoffen worden de gewassen gezaaid/geplant (spruitkool wordt pas eind mei geplant). Het toepassen van herbiciden, fungiciden (aardappelen en spruitkool) en insecticiden (spruitkool) tijdens het groeiseizoen gebeurt waar nodig. Na het uitvoeren van opbrengstbepalingen bij de vier gewassen worden alle bovengrondse gewasresten (aardappel- en bietenloof, spruitkoolstengel en –bladeren) verwijderd van het veld. Voor zowel de aanleg van de proef als de oogst wordt gebruikt gemaakt van kleinschalige landbouwmachines.

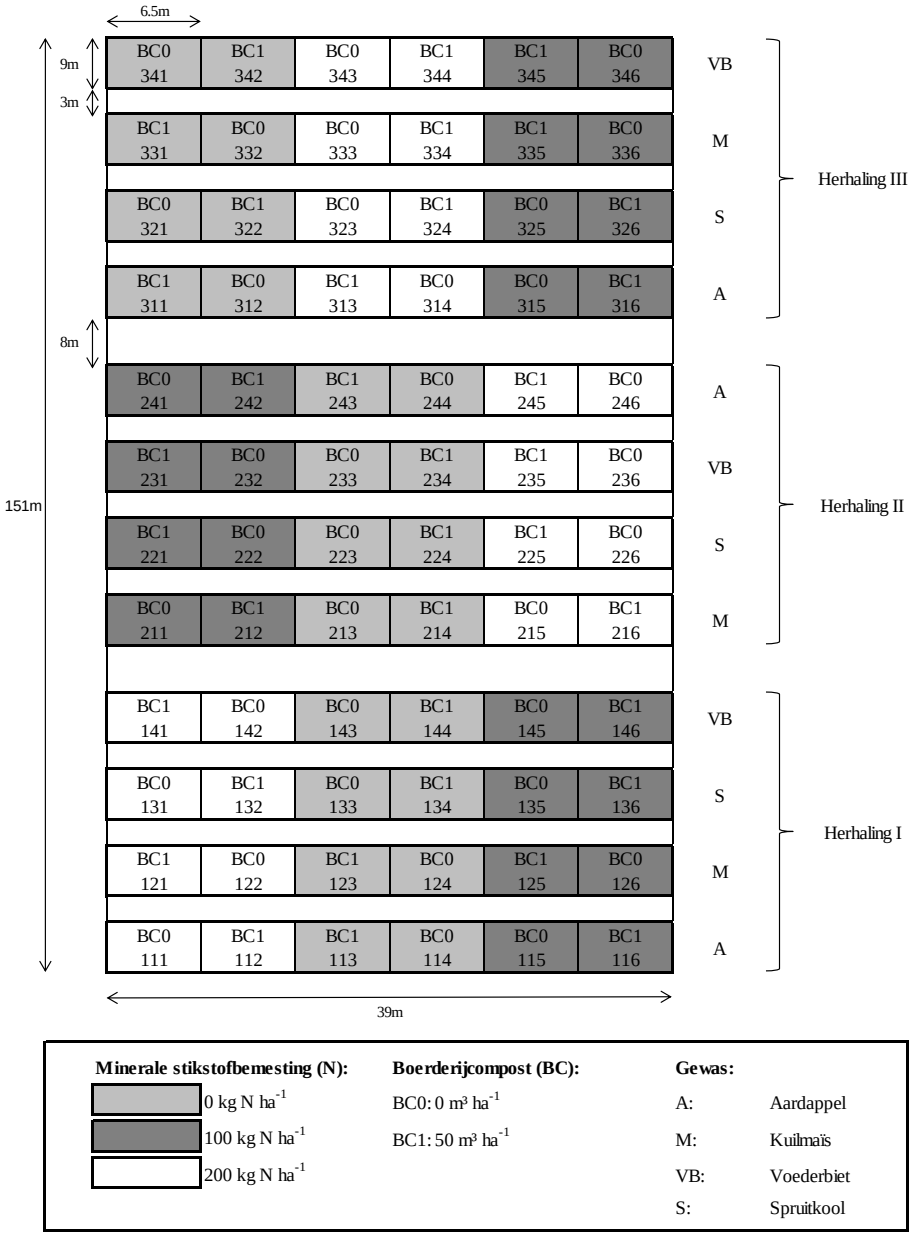
Tabel 1: Samenstelling van de boerderijcompost in de jaren 2004-2010, uitgedrukt op droge stof (DS) basis

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Droge stof (%/vers)	64.9	47.3	45.9	43.6	48.7	33.0	35.1
Organische stof (%/DS)	25.0	16.0	37.9	26.0	57.7	68.0	50.2
pH-H_2O	7.4	8.8	7.9	-	8.0	8.4	8.1
Nutriënten (g.kg DS^{-1})							
Totale N	6.4	6.7	9.9	8.7	13.6	13.3	14.4
Plant-beschikbare P*	0.9	1.3	1.9	1.9	2.7	1.5	2.6
Plant-beschikbare K*	9.0	10.0	7.9	10.5	13.4	15.1	26.6
C:N	21.8	13.3	21.3	16.6	23.7	28.3	19.4

* De plant-beschikbare P en K wordt gedefinieerd als de hoeveelheid geëxtraheerde P en K (1:5 vol/vol) in ammonium acetaat bij een pH 4.65

In het najaar van 2009 en het voor- en najaar van 2010 werd de proef tevens intensief bemonsterd voor de bepaling van verschillende chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen. Uit praktische overwegingen werden de bodemstalen enkel genomen bij het 200N-niveau. Dit bemestingsniveau sloot het nauwst aan bij de toen geldende bemestingsnormen voor de vier gewassen. Ook wilden we er ons op die manier van verzekeren dat we niet enkel een stikstofeffect van de BC-toepassing zouden detecteren. In wat volgt, worden de belangrijkste resultaten met betrekking tot de bodemkwaliteit en gewasopbrengsten samengevat.

(a)



(b)

Figuur 1: (a) Proefplan boerderijcompostproef (2004), (b) Foto veldproef tijdens groeiseizoen (Cougnon M.)

1.2.2 Chemische bodemeigenschappen

Zoals verwacht resulteerde de herhaalde toepassing van boerderijcompost, en bijgevolg de aanbreng van een aanzienlijke hoeveelheid stabiel, organisch materiaal, in een significante toename (+ 17%) van het organische koolstofgehalte in de bodem (BOC) in de 0-15 cm bodemlaag (Tabel 2). Berekeningen toonden aan dat na 7 jaar BC-toepassing, ongeveer 30% van de totale toegediende hoeveelheid organische koolstof werd weerhouden in de stabiele koolstoffractie in de bodem. De toename in BOC ging tevens gepaard met een significante toename in totale N en de pH-KCl (+ 0.42 eenheden).

Ondanks de gelijke K-bemesting op alle plots, werd in de BC-plots een significant hogere ammoniumlactaat extraheerbare K (K-AL) gemeten. In de proef wordt echter alleen gecorrigeerd voor de plant-beschikbare K. De hoeveelheid organische K die via de compost wordt toegediend, wordt opgenomen in de bodemreserve en ter beschikking gesteld van de plant in de daaropvolgende jaren. Dit vertaalt zich in een significant hoger K-AL in de BC-plots. Voor ammoniumlactaat extraheerbare P (P-AL) werden geen significante verschillen vastgesteld, maar ook hier vonden we een verhoging na herhaalde BC-toepassing.

Tabel 2: Chemische bodemeigenschappen in alle behandelingen van de boerderijcompostproef, gemeten in de 0-15cm bodemlaag in het najaar van 2010 (gemiddelde ± standaarddeviatie; n = 3)

	OC	totale N	P-AL[†]	K-AL[†]	pH-KCl
	(%)	(%)	(mg $100g^{-1}$)	(mg.$100g^{-1}$)	-
Gewas					
A	1.15 ± 0.09	0.112 ± 0.008	102 ± 20	112 ± 20	5.60 ± 0.51
VB	1.18 ± 0.16	0.121 ± 0.013	93 ± 16	111 ± 10	5.72 ± 0.41
M	1.16 ± 0.12	0.121 ± 0.015	107 ± 30	103 ± 16	5.56 ± 0.32
S	1.15 ± 0.15	0.113 ± 0.014	101 ± 20	107 ± 15	5.68 ± 0.43
Sig. [††]	NS	NS	NS	NS	NS
Compost					
BC0	1.07 ± 0.08	0.113 ± 0.007	95 ± 21	103 ± 17	5.43 ± 0.40
BC1	1.25 ± 0.09	0.127 ± 0.010	107 ± 20	113 ± 11	5.85 ± 0.27
Sig.	***	***	NS	*	*

OC: organische koolstof; P-AL en K-AL: ammonium lactaat extraheerbare P en K; A: aardappel; VB: voederbiet; M: kuilmaïs; S: spruitkool; BCO: geen boerderijcompost; BC1: 50 m³ boerderijcompost ha^{-1} $jaar^{-1}$

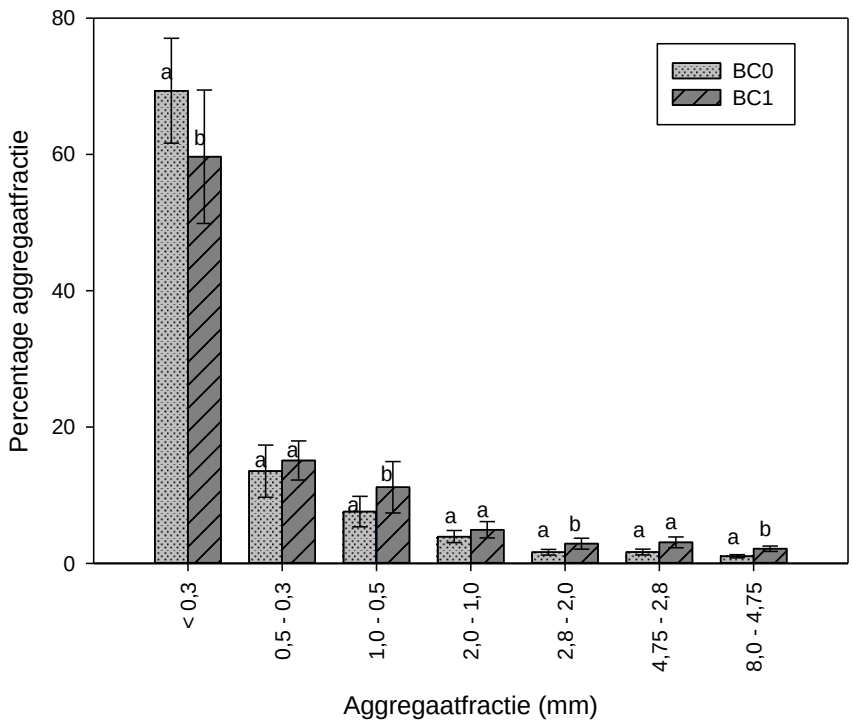
[†] P-AL en K-AL werden gemeten in het najaar van 2009

[††] Significantie: NS, *, *** staat voor respectievelijk niet significant (NS) of significant op het 5% (*) of 0,1% (***) niveau

De afwezigheid van een gewaseffect is geen verrassing aangezien in een periode van 4 jaar iedere plot een volledige gewasrotatie (aardappel – voederbiet – kuilmaïs – spruitkool) heeft doorlopen.

1.2.3 Fysische bodemeigenschappen

De jaarlijkse composttoepassing zorgde voor een significant hogere stabiliteitsindex (0.25 (BC0) vs. 0.26 (BC1)) en bijgevolg een hogere aggregaatstabiliteit. De procentuele verdeling van de verschillende aggregaatfracties tonen aan dat vooral het aandeel van de kleinste fractie duidelijk lager ligt (-10%) wanneer compost wordt toegediend (Figuur 2). De compost fungeert als het ware als een 'cement' die bodempartikels samen bindt tot grotere, stabiele aggregaten in de toplaag (0-5 cm) waardoor deze mogelijks minder gevoelig wordt voor verslemping en erosie. Naast een verhoogde aggregaatstabiliteit werd tevens een significant lagere bulkdensiteit (0-15 cm) vastgesteld in de compostplots. Het effect op de penetratieweerstand was dan weer verwaarloosbaar (Tabel 3). De penetratiemetingen werden tevens gekenmerkt door een grote variabiliteit wat de interpretatie van de resultaten bemoeilijkt. De extreem lage waarden in het najaar in 2010 (< 0.5 MPa) zijn voornamelijk toe te schrijven aan het feit dat de metingen gebeurden bij (te) natte omstandigheden.



Figuur 2: Verdeling van de verschillende aggregaatfracties in de plots met (BC1) en zonder boerderijcompost (BC0) in het najaar van 2010. Per fractie duiden verschillende letters op een significant verschil (p < 0.05) volgens een Scheffé-test

Tabel 3: Bulkdensiteit en penetratieweerstand in alle behandelingen van de boerderijcompostproef, gemeten in de 0-15 cm bodemlaag in het najaar van 2009 en het voor- en najaar van 2010 (gemiddelde ± standaarddeviatie; n = 3)

	Bulkdensiteit (g cm^{-3})			Penetratieweerstand (MPa)		
	2009	2010 (v†)	2010 (n†)	2009	2010 (v)	2010 (n)
Gewas †††						
A	1.43 ± 0.03	1.34 ± 0.03	1.51 ± 0.05	1.28 ± 0.41	1.25 ± 0.48a	0.49 ± 0.18
VB	1.40 ± 0.06	1.45 ± 0.06	1.48 ± 0.06	1.30 ± 0.41	1.58 ± 0.70a	0.34 ± 0.12
M	1.44 ± 0.04	1.40 ± 0.04	1.47 ± 0.04	1.72 ± 0.53	2.13 ± 0.80b	0.39 ± 0.12
S	1.45 ± 0.05	1.42 ± 0.05	1.47 ± 0.05	1.35 ± 0.50	1.51 ± 0.67a	0.33 ± 0.10
Sig. ††	NS	NS	NS	NS	*	NS
Compost						
BC0	1.44 ± 0.05	1.40 ± 0.05	1.49 ± 0.05	1.43 ± 0.45	1.62 ± 0.71	0.37 ± 0.14
BC1	1.41 ± 0.05	1.40 ± 0.05	1.47 ± 0.05	1.40 ± 0.54	1.62 ± 0.77	0.40 ± 0.15
Sig.	*	NS	*	NS	NS	NS

A: aardappel; VB: voerderbiet; M: kuilmaïs; S: spruitkool; BC0: geen boerderijcompost; BC1: 50 m³ boerderijcompost ha^{-1} jaar^{-1}

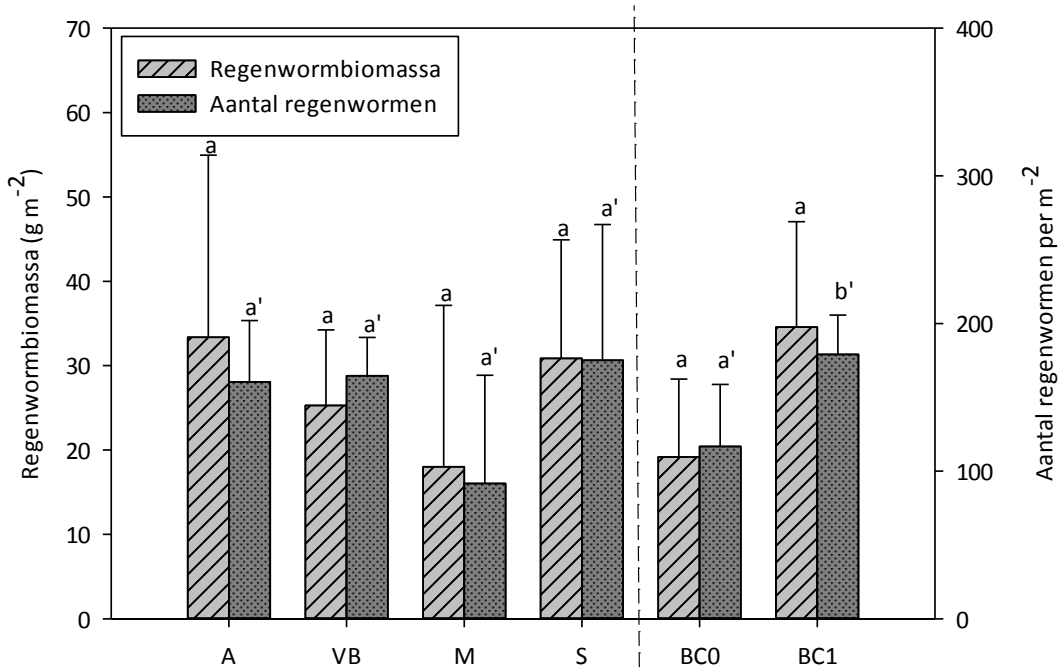
†: v = voorjaar; n = najaar

†† Significantie: NS, * staat voor respectievelijk niet significant (NS) of significant op het 5% niveau

††† Binnen een kolom duiden verschillende letters op een significant verschil ($p < 0.05$) volgens een Scheffé-test

1.2.4 Biologische bodemeigenschappen

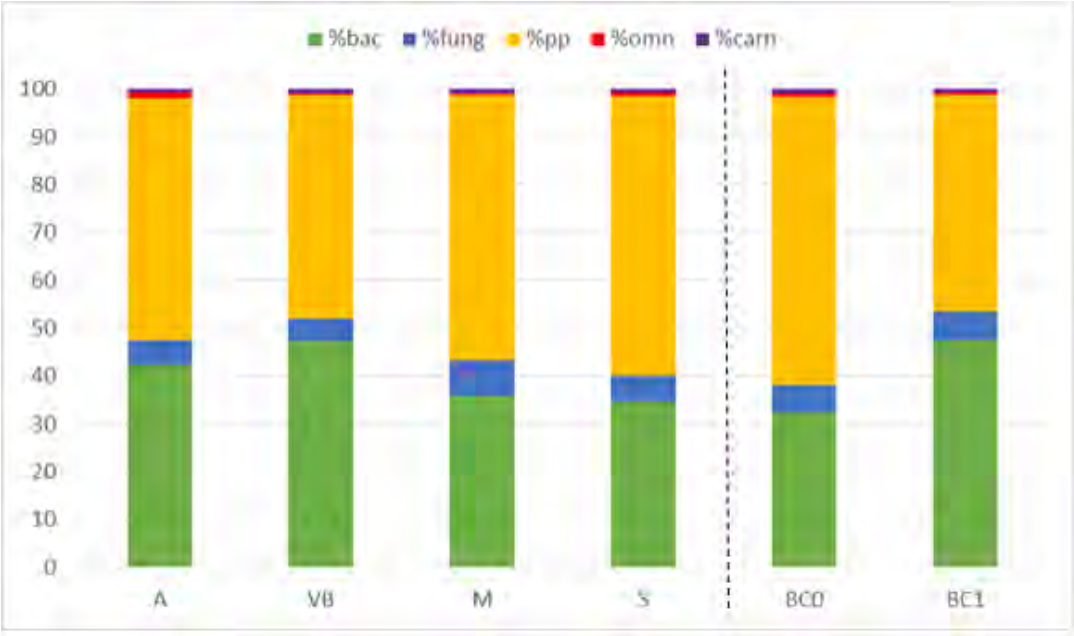
Ook de biologische bodemeigenschappen werden gunstig beïnvloed door het jaarlijks toepassen van boerderijcompost. Figuur 3 toont aan dat zowel het aantal regenwormen als de regenwormbiomassa toenamen in de BC plots (enkel significant voor aantallen). Hoewel regenwormen zich bij voorkeur voeden met vers organisch materiaal, blijkt de BC ook te fungeren als een voedselbron voor de regenwormen waardoor ze kunnen toenemen in aantal. Over de 3 staalnames heen zorgde het toedienen van BC voor een gemiddelde toename van 60 regenwormen per m². Naast een composteffect werd er ook een duidelijk gewaseffect opgemerkt: het telen van kuilmaïs gaf steevast aanleiding tot de kleinste regenwormpopulaties. De totale afwezigheid van gewasresten tijdens het groeiseizoen (in tegenstelling tot voederbiet of spruitkool waar de regenwormen kunnen profiteren van bladval tijdens het seizoen) en de beperkte bodembedekking (bodem meer onderhevig aan weersomstandigheden) kunnen mogelijke verklaringen zijn. De regenwormen werden ook gedetermineerd tot op soort en ingedeeld in drie ecologische groepen: de strooiselwormen, de bodemwoelers en de diepgravers. Er werd echter geen compost- of gewaseffect vastgesteld op de verdeling over de ecologische groepen.



Figuur 3: Regenwormaantallen en –biomassa in alle behandelingen van de boerderijcompostproef (0-20 cm) in het najaar van 2009 (gemiddelde ± standdaarddeviatie; n = 3). Per factor (gewas en compost) duiden verschillende letters op een significant verschil (p < 0.05) in aantallen (a') of biomassa (a) volgens een Scheffé-test (A: aardappel, VB: voederbiet, M: kuilmaïs, S: spruitkool, BC0: zonder boerderijcompost, BC1: met boerderijcompost)

Naast een duidelijke toename in regenwormaantallen, werd in de BC plots ook een significant hogere microbiële biomassa (gemiddeld + 50%) vastgesteld (data niet getoond).

De identificatie van alle vrijlevende en plant-parasitaire nematoden wees aan dat er door composttoediening een verschuiving optrad binnen de nematodenpopulatie. Als respons op de toename in microbiële biomassa nam het aandeel bacterivore nematoden significant toe in de BC-plots. Daartegenover nam het aandeel plant-parasitaire nematoden significant af (Figuur 4). Deze laatste ging tevens gepaard met een significante afname in aantallen plant-parasitaire nematoden (gemiddeld -28% over de 3 staalnames heen). Vooral de lesieaaltjes (*Pratylenchus* spp) en *Paratylenchus* spp kwamen het meest voor in onze proefplots en dit soms in grote getale (> 1000 nematoden in 100 ml grond). De aantallen fungivore, omnivore en carnivore nematoden waren dan weer laag en er werden geen noemenswaardige verschillen gedetecteerd tussen de verschillende behandelingen.



Figuur 4: Procentuele verdeling van de verschillende functionele groepen binnen de nematodenpopulatie in de verschillende behandelingen van de boerderijcompostproef (0-20 cm) in het najaar van 2009 (bac: bacterivore; fung: fungivore; pp: plant-parasitaire; omn: omnivore; carn: carnivore nematoden; A: aardappel; VB: voederbiet; M: kuilmaïs; S: spruitkool; BC0: zonder boerderijcompost; BC1: met boerderijcompost)

In het algemeen werden bij de biologische bodemeigenschappen belangrijke fluctuaties waargenomen doorheen het jaar. Het aantal nematoden en regenwormen, en de microbiële biomassa lagen duidelijk hoger in het najaar dan in het voorjaar. Het ontbreken van een recente bodemverstoring (stalen in het voorjaar werden genomen 3 à 4 weken na het zaaien/planten van de gewassen) in combinatie met een hogere bodemtemperatuur zorgen er voor dat populaties zich beter kunnen ontwikkelen. Het bemonsteren van biologische bodemeigenschappen als indicatoren voor bodemkwaliteit gebeurt dan ook best in het najaar.

1.2.5 Gewasopbrengst

Het herhaaldelijk toepassen van boerderijcompost resulteerde na vier jaar (2007) in significant hogere opbrengsten bij de vier gewassen (Tabel 4). Een significante meeropbrengst werd ook waargenomen in de daaropvolgende jaren (2008-2010) maar niet meer voor ieder gewas.

Tabel 4: Effect van boerderijcompost (BC) op de droge stof opbrengst van aardappel (A), voederbiet (VB), kuilmaïs (M) en spruitkool (S) in de periode 2004-2010 (NS: niet significant; *: significant op het 5% niveau)

Gewas	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	BC	BC	BC	BC	BC	BC	BC
A	NS	NS	NS	*	*	NS	*
M	NS	NS	NS	*	*	*	*
VB	NS	NS	NS	*	*	NS	NS
S	NS	NS	NS	*	NS	*	*

Hoewel compost voornamelijk als een bodemverbeteraar beschouwd wordt, kan de bemestingswaarde niet onderschat worden. De hoeveelheid N die beschikbaar komt in het eerste jaar na toediening van gecertificeerde GFT- en groencompost wordt geraamd op 15% (MAP 4). De rest van de compost-N wordt gestockeerd in de bodemreserve en komt geleidelijk vrij in de daaropvolgende jaren. De boerderijcompostproef liet toe om de 'Nitrogen Fertilizer Replacement Value (NFRV)' van de BC te berekenen. De NFRV staat voor de hoeveelheid minerale N die moet toegediend worden aan een BC0 plot om de opbrengst van een BC1 plot te evenaren. In 2007 werd de NFRV voor het eerst positief bij alle gewassen (gemiddelde NFRV in 2007 = 62 kg N ha^{-1}) wat meteen ook resulteerde in significante meeropbrengsten. Het stikstofeffect van de BC blijkt ook duidelijk uit Tabel 5 waar in de periode 2007-2010 de hoogste meeropbrengsten na de toepassing van compost worden gerapporteerd bij het 0 N-niveau. Voor de landbouwer is echter vooral het hoogste N-niveau van belang. Tabel 5 toont dat een extra boerderijcompostgift van 50 m^3 ha^{-1} $jaar^{-1}$ bovenop een minerale bemesting van 200 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$ resulteert in een gemiddelde opbrengststijging van 5.3, 3.6, 9.1 en 3.9 % bij respectievelijk aardappel, kuilmaïs, voederbiet en spruitkool over een periode van 7 jaar (2004-2010). De hoge meeropbrengsten bij het hoogste bemestingsniveau (vooral in de periode 2007-2010) doen ons ook besluiten dat het gunstige effect van boerderijcompost op de gewasopbrengst niet louter als een N-effect kan bestempeld worden. Zoals blijkt uit vorige paragrafen werkt de boerderijcompost ook als een uitstekende bodemverbeteraar. Het positieve effect op de bodemchemische, -fysische en –biologische eigenschappen kan mee bijgedragen hebben aan de significante opbrengststijging.

Tabel 5: Meer of minderopbrengst (%) na de toepassing van boerderijcompost in de periode 2004-2010 bij verschillende N-dosissen en in de vier gewassen (A: aardappel; VB: voerderbiet; M: kuilmaïs; S: spruitkool)

Gewas	N (kg.ha^{-1})	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
A	0	18.5	-10.4	-10.7	8.5	9.4	1.7	19.3
	100	5.6	-4.7	4.7	6.7	1.1	-1.2	22.1
	200	4.7	2.5	2.6	11.2	1.1	9.7	5.0
	gem.	8.4	-3.3	-0.6	8.9	3.2	3.6	14.1
M	0	-9.8	7.1	-0.5	13.2	13.1	17.6	28.5
	100	-2.0	5.4	3.2	5.6	6.5	4.5	10.8
	200	5.6	1.4	0.0	9.9	5.1	4.7	-1.6
	gem.	-1.5	4.4	1.0	9.3	7.4	8.0	9.5
VB	0	15.0	6.0	6.9	16.6	0.9	-8.4	41.2
	100	5.7	-4.4	6.7	7.9	11.7	14.5	-1.7
	200	3.4	11.1	3.9	2.6	9.2	1.4	32.0
	gem.	7.5	3.9	5.8	7.8	7.8	3.5	19.7
S	0	13.4	-14.0	-5.4	21.1	13.3	45.4	36.6
	100	3.7	-3.6	-8.0	18.3	-0.4	9.4	21.2
	200	-7.7	7.7	-2.6	1.1	8.6	9.0	11.0
	gem.	0.9	-0.6	-4.8	9.8	6.2	15.0	20.0

Bodemkwaliteitsindex

Vanwege de nood aan meetinstrumenten die het effect van landbouwpraktijken op de bodemkwaliteit evalueren en opvolgen, werd in dit onderzoek een bodemkwaliteitsindex (BI) ontworpen. Deze is opgebouwd uit verschillende chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen. Het bepalen van de bodemkwaliteit lijkt echter enkel nuttig indien deze gekoppeld wordt aan belangrijke bodemfuncties of gebruikt wordt bij het voorspellen van gewasproductiviteit. De link tussen bodemkwaliteit en gewasopbrengst kreeg dan ook extra aandacht. De BI werd ontwikkeld op de boerderijcompostproef die een vruchtwisseling van aardappel, voederbiet, kuilmaïs en spruitkool combineert met een jaarlijkse toediening van boerderijcompost (BC). Onze resultaten toonden aan dat de herhaalde toepassing van BC aanleiding gaf tot een significante verbetering van de chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen, wat resulteerde in een hogere BI. De bodemeigenschappen die naar voor kwamen als de belangrijkste indicatoren voor bodemkwaliteit in dit proefopzet en tevens deel uit maakten van de BI waren: bodemorganisch koolstofgehalte (BOC), totale N, microbiële biomassa, regenwormaantal en bacterivore nematoden. Na het relateren van deze BI aan de gewasopbrengsten bleef enkel BOC over als relevante indicator. Significante lineaire relaties werden vastgesteld tussen BOC en de opbrengst van aardappel, voederbiet en kuilmaïs. Het gunstige effect van een herhaalde BC-toepassing op gewasproductiviteit werd dan ook toegeschreven aan de combinatie van een geleidelijke vrijstelling van stikstof en een verhoogd BOC-gehalte. Het proefopzet liet echter niet toe om het stikstofeffect en het BOC-effect volledig los te koppelen van elkaar. Vervolgens werd de ontwikkelde BI gevalideerd in de vruchtwisselingsproef. Ten opzichte van een monocultuur kuilmaïs, zorgde het toepassen van een wisselbouwsysteem of een ruime vruchtwisseling echter niet voor een hogere BI. In dit proefopzet werden BOC en bulkdensiteit naar voor geschoven als de belangrijkste indicatoren voor bodemkwaliteit. Dit geeft aan dat de BI een zeer specifiek verhaal is en dat de indicatoren waaruit deze BI is opgebouwd kunnen wijzigen naargelang de situatie (klimaat, bodemtextuur, landgebruik,…). Hieruit blijkt meteen ook de nood aan een grondige validatie vooraleer de ontwikkelde BI kan ingezet worden om de landbouwer het nodige advies te verstrekken bij de implementatie van bodemverbeterende maatregelen. Daarenboven werd in deze studie de BI ontwikkeld om een vergelijking te maken tussen verschillende landbouwpraktijken (vb. compost vs. geen compost). Willen we de BI gebruiken als een absoluut instrument voor de landbouwer om de bodemkwaliteit van een willekeurig perceel te gaan evalueren, dan dienen streefwaarden opgesteld te worden voor de belangrijkste indicatoren en dit voor verschillende bodemtypes, gewasrotaties,…

1.3 EFFECT VAN VRUCHTWISSELING OP BODEMKWALITEIT EN GEWASOPBRENGST IN EEN MEERJARIGE VELDPROEF

De veldproef (vruchtwisselingsproef) werd aangelegd op de velden van de UGent (Proefhoeve, Vakgroep Toegepaste Biowetenschappen) in Bottelare (50°57' N, 03°49' O) in het voorjaar van 2006. De bodem is een lichte zandleembodem (52.1% zand, 41.1% leem en 6.8% klei) volgens het Belgische bodemclassificatiesysteem. De meerjarige veldproef vergelijkt een aantal praktijkrelevante vruchtwisselingen met kuilmaïs in het bouwplan bij verschillende N-bemestingsniveaus.

1.3.1 Proefopzet

Het proefopzet volgt een split plot design met 2 factoren in 3 herhalingen (plotgrootte: 7.5 x 9 m):

- Horizontale factor: rotatie. Vijf verschillende gewasrotaties met kuilmaïs in het bouwplan (Tabel 6):
  - I. MSt: monocultuur kuilmaïs. Na de oogst van de maïs wordt ieder jaar een grasgroenbedekker ingezaaid (Italiaans raaigras) die in het voorjaar wordt ingewerkt;
  - II. MSc: monocultuur kuilmaïs. Na de oogst van de maïs wordt ieder jaar een grasgroenbedekker ingezaaid (Italiaans raaigras) waarvan in het voorjaar één snede wordt geoogst. De stoppel wordt daarna ondergewerkt (= **referentiebehandeling**);
  - III. ML1: wisselbouw kuilmaïs/gras-klaver. 2 jaar kuilmaïs gevolgd door 2 jaar gras-klaver, …
  - IV. ML2: wisselbouw kuilmaïs/gras-klaver. 1 jaar kuilmaïs gevolgd door 2 jaar gras-klaver gevolgd door 2 jaar kuilmaïs, …
  - V. MR: kuilmaïs in een rotatie met aardappel en erwt.
- Verticale factor: minerale stikstofbemesting (N). Plots ontvangen 0, 100, 150 of 200 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$ (in het geval van kuilmaïs) in de vorm van ammoniumnitraat (27% N).

Tabel 6: Aangehouden gewasrotaties in de vruchtwisselingsproef in de periode 2006 - 2010

Vruchtwisseling	2006	2007	2008	2009	2010
MSt	Ms+Ir↓	Ms+Ir↓	Ms+Ir↓	Ms+Ir↓	Ms+Ir↓
MSc	**Ms+Ir↑**	**Ms+Ir↑**	**Ms+Ir↑**	**Ms+Ir↑**	**Ms+Ir↑**
ML1	Ms	Ms	GK	GK	Ms
ML2	Ms	GK	GK	Ms	Ms
MR	Ms	Erwt	A	Ms	Ms

Ms: kuilmaïs; Ir: Italiaans raaigras; GK: gras-klaver; A: aardappel; ↓: ondergewerkt; ↑ één snede geoogst

Ieder voorjaar, ongeveer halfweg april, wordt gestart met de veldwerkzaamheden. Na het al dan niet oogsten van de grasgroenbedekker wordt de zode/stoppel doodgespoten

(idem voor de gras-klaver zode). Het veld wordt bewerkt met een spitfrees tot een diepte van 25 cm. Vervolgens wordt de minerale N-bemesting uitgevoerd. Daarnaast wordt ook een P- en K-bemesting uitgevoerd. In het geval van maïs wordt 33 kg P ha^{-1}, in de vorm van tripelsuperfosfaat (19.6% P), en 55 kg K ha^{-1}, in de vorm van korn-kali (33.2% K), toegediend. Het inwerken van de minerale meststoffen en de zaaibedbereiding gebeuren in één beweging met behulp van een rotoreg waarna begin mei de maïs wordt ingezaaid. De maïs wordt geoogst als de totale plant een drogestof-gehalte van ongeveer 30% bereikt (eind september). Tijdens het seizoen worden gewasbeschermingsmiddelen ingezet waar nodig. Bij zowel de aanleg als de oogst van de proef wordt zo veel mogelijk gebruik gemaakt van kleinschalig landbouwmateriaal.

Aangezien in 2010 in elk van de vijf gewasrotaties kuilmaïs werd geteeld, leende de proef in 2010 zich perfect om het effect van verschillende vruchtwisselingen op de maïsopbrengst en de bodemkwaliteit na te gaan. In het najaar van 2010 werd de proef dan ook intensief bemonsterd voor de bepaling van chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen. Uit praktische overwegingen werden de bodemstalen enkel genomen bij het 150N-niveau. Dit bemestingsniveau sloot het nauwst aan bij de toen geldende bemestingsnormen voor kuilmaïs in een lichte zandleem. Ook wilden we er ons op die manier van verzekeren dat we niet enkel een stikstofeffect van de toegepaste gewasrotaties zouden detecteren. In wat volgt, worden de belangrijkste resultaten met betrekking tot de bodemkwaliteit en gewasopbrengsten samengevat. Bij het beoordelen van deze resultaten nemen we het MSc-systeem als referentiesituatie aangezien we dit beschouwen als de meest gangbare praktijk.

1.3.2 Chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen

Slechts een aantal van de chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen toonden significante verschillen tussen de verschillend rotaties (Tabel 7). Zoals verwacht resulteerde ML1 in het hoogste BOC-gehalte. Het inpassen van tijdelijk grasland is een efficiënte maatregel voor het verhogen van het BOC-gehalte (onverstoorde bodem in combinatie met continue input aan gewas- en wortelresten). Zodra het tijdelijk grasland echter wordt ingewerkt, gaat de opgebouwde koolstof weer verloren in de daaropvolgende jaren (zie ML2 in Tabel 7). Onze resultaten tonen ook aan dat een wisselbouwsysteem (ML1 en ML2) en een combinatie kuilmaïs/grasgroenbedekker (MSc en MSt) resulteren in een zelfde BOC-gehalte. MR zorgt dan weer voor het laagste BOC-gehalte. Dit is niet zo verwonderlijk aangezien in de MR-rotatie enkel erwt een noemenswaardige hoeveelheid oogstresten nalaat.

Tabel 7: Bodemorganische koolstof, pH, bulkdensiteit, aantal regenwormen en regenwormbiomassa in de verschillende rotaties van de vruchtwisselingsproef, gemeten in de 0-15 cm bodemlaag in het najaar van 2010 (gemiddelde ± standaarddeviatie; n = 3)

	BOC	pH-KCl	BD	# reg.	bio.reg.
	%	-	g cm^{-3}	# m^{-2}	g m^{-2}
Rotatie[†]					
MSt	0.96 ± 0.06ab	5.20 ± 0.06ab	1.47 ± 0.01a	129 ± 51	31 ± 7b
MSc	**1.00 ± 0.09ab**	**5.27 ± 0.06bc**	**1.51 ± 0.01ab**	**58 ± 31**	**9 ± 7ab**
ML1	1.02 ± 0.07b	5.05 ± 0.09a	1.50 ± 0.01ab	46 ± 26	3 ± 2a
ML2	1.00 ± 0.09ab	5.10 ± 0.05ab	1.52 ± 0.02b	83 ± 40	18 ± 12ab
MR	0.94 ± 0.11a	5.45 ± 0.06c	1.50 ± 0.04ab	54 ± 19	7 ± 1ab

[†] Binnen een kolom duiden verschillende letters op een significant verschil ($p < 0.05$) volgens een Scheffé-test
BOC: bodemorganische koolstof; BD: bulkdensiteit; # reg.: aantal regenwormen; bio.reg.: biomassa regenwormen; Zie Tabel 6 voor een beschrijving van de verschillende rotaties

Onder ML1 werd tevens de laagste pH-KCl gemeten (Tabel 7). De sterke mineralisatie na het onderwerken van een twee jaar oude gras-klaver zode en de bijhorende nitrificatie ligt waarschijnlijk aan de basis van dit verzurend effect.

De lage bulkdensiteit onder MSt is opvallend. Deze gaat gepaard met een significant hogere regenwormbiomassa en een duidelijke toename in aantal regenwormen (Tabel 7). Het jaarlijks inwerken van de volledige grasgroenbedekker zorgt voor een aanzienlijke input aan vers organisch materiaal dat fungeert als voedselbron voor de regenwormen. Een toename aan regenwormactiviteit in de toplaag (0-20 cm) kan leiden tot een verhoogde porositeit en vervolgens een verlaagde bulkdensiteit. Uit onze resultaten bleek echter geen correlatie ($R^2 = 0.01$) te bestaan tussen de aanwezigheid van meer of minder regenwormen en de bulkdensiteit.

In het algemeen bleef het effect van gewasrotatie op de verschillende bodemeigenschappen vrij beperkt na 5 jaar. Onze resultaten tonen aan dat het toepassen van een wisselbouwsysteem of een vruchtwisseling met erwt en aardappel geen significante verbetering in de chemische, fysische of biologische bodemkwaliteit betekenen ten opzichte van de referentie (MSc).

1.3.3 Gewasopbrengst

Het inwerken van een twee jaar oude gras-klaver zode zorgt voor een aanzienlijke N-vrijstelling. Het is dan ook niet verwonderlijk dat in ML1 een significant hogere maïsopbrengst wordt vastgesteld in vergelijking met de referentie MSc bij het laagste N-niveau (0 kg N ha^{-1};Tabel 8).

Tabel 8: Totale drogestof opbrengst van kuilmaïs (Mg ha^{-1}) in alle behandelingen van de vruchtwisselingsproef in 2010 (gemiddelde ± standaarddeviatie; n = 3)

	Rotatie[4]				
N dosis[1]	MSt	**MSc**	ML1	ML2	MR
0	7.5 ± 0.8a[3]	**7.1 ± 0.6a**	14.9 ± 0.7bcd	10.3 ± 1.0ab	7.2 ± 1.4a
100	10.6 ± 1.8abc	**11.4 ± 0.5abc**	15.0 ± 2.8cd	13.2 ± 0.3bc	12.6 ± 0.8bc
150	12.8 ± 0.6bc	**13.2 ± 0.8bc**	14.1 ± 0.9bcd	14.1 ± 1.0bcd	14.0 ± 0.3bcd
200	13.6 ± 0.5bc	**13.2 ± 1.0bc**	14.5 ± 1.9bcd	13.7 ± 0.8bc	18.4 ± 0.1d
Significantie[2]					
	N-bemesting		Rotatie		Interactie
	***		**		***

[1] kg N.ha^{-1}. [2] **, *** duidt op significantie op het, respectievelijk, 1% en 0.1% niveau. [3] verschillende letters duiden op een significant verschil ($p < 0.05$) tussen de verschillende 'rotatie x N-bemesting combinaties' volgens een Scheffé test. [4] Zie Tabel 6 voor een beschrijving van de verschillende rotaties

Het positieve effect verdwijnt echter volledig bij hogere N dosissen (Tabel 8). Bij de voor de praktijk meest relevante N dosis (150 kg N ha^{-1}) merken we trouwens op dat noch het inwerken van de volledige grasgroenbedekker (MSt), noch een rotatie met aardappel en erwt (MR) resulteert in een significant hogere maïsopbrengst in vergelijking met MSc.

1.4 Besluit

Uit onze resultaten kunnen we afleiden dat boerderijcompost kan beschouwd worden als een bodemverbeteraar, maar een bodemverbeteraar met een aanzienlijke bemestingswaarde. De jaarlijkse toepassing van 50 m³ boerderijcompost per ha resulteerde na zeven jaar in de opbouw van bodemorganische koolstof, een verhoogde chemische bodemvruchtbaarheid, een verbeterde bodemstructuur en stabielere bodempartikels. Daarnaast stimuleerde de compost het bodemleven en werd de bodemgezondheid verhoogd door het systematisch onderdrukken van aantallen plant-parasitaire nematoden. Het herhaaldelijk toepassen van boerderijcompost leidde uiteindelijk ook tot hogere gewasopbrengsten. Het gunstige effect van een herhaalde composttoepassing op gewasproductiviteit werd toegeschreven aan de combinatie van een geleidelijke vrijstelling van stikstof en een verhoogd BOC-gehalte (zie kader). Het proefopzet liet echter niet toe om het stikstofeffect en het BOC-effect volledig los te koppelen van elkaar.

Uit de vruchtwisselingsproef kunnen we besluiten dat na 5 jaar noch het toepassen van een wisselbouw, noch een ruimere vruchtwisseling aanleiding geven tot significant hogere gewasopbrengsten en/of een verbetering van de bodemkwaliteit dan wanneer maïs wordt verbouwd in monocultuur (+ grasgroenbedekker). Het uitblijven van effecten doet

ons vermoeden dat periode waarop onze studie zich baseert (5 jaar) niet lang genoeg is om de effecten van vruchtwisseling tot uiting te laten komen.

Samenvattend kunnen we stellen dat wanneer een verbetering in bodemkwaliteit het doel is, we dit sneller zullen bereiken via de toediening van extern organisch materiaal (boerderijcompost) dan via het toepassen van een wisselbouwsysteem of een ruimere gewasrotatie.

1.5 LITERATUURLIJST

D'Hose,T., Cougnon, M., De Vliegher, A., Willekens, K., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2012) Farm Compost Application: Effects on Crop Performance. Compost Science & Utilization 20, 49-56.

D'Hose,T., Cougnon, M., De Vliegher, A., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2012b) Influence of farm compost on soil quality and crop yields. Archives of Agronomy and Soil Science 58, S71-S75.

D'Hose,T., Cougnon, M., De Vliegher, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2014) The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. Applied Soil Ecology 75, 189-198.

D'Hose,T., Cougnon, M., De Vliegher, A., Dereycke, V., Haessaert, G., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E. & Reheul, D. (2014) The effect of maize-based cropping systems on soil quality and crop production in Flanders (in preparation).

2 EFFECTEN VAN NIET-KERENDE BODEMBEWERKING EN COMPOSTTOEPASSING OP DE BODEMKWALITEIT EN DE STIKSTOFDYNAMIEK IN DE INTENSIEVE GROENTETEELT - RESULTATEN VAN DE MEERJARIGE VEGTILCO-PROEF

Willekens K.[1], Vandecasteele B.[1], De Neve S.[2]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

[2] *Vakgroep Bodembeheer, Universiteit Gent, Gent*

2.1 PROJECT EN DE DOELSTELLINGEN

Composttoepassing en niet-kerende bodembewerking zijn beide bodembeheermaatregelen die de bodemkwaliteit ten goede komen. Compost brengt nutriënten, stabiele organische stof en bodemleven aan. Niet-kerende bodembewerking spaart de bodemstructuur en plaatst gewasresten en bemesting in de toplaag van de bodem. Composttoepassing dient ingepast te worden in de algemene bemestingsstrategie. Hierbij stelt zich de vraag in hoeverre compost bijdraagt aan de stikstofvoorziening van het gewas. Bij niet-kerende bodembewerking concentreren organische resten zich in de toplaag van de bodem wat ook een invloed kan hebben op de stikstoflevering vanuit de bodem organische stof.

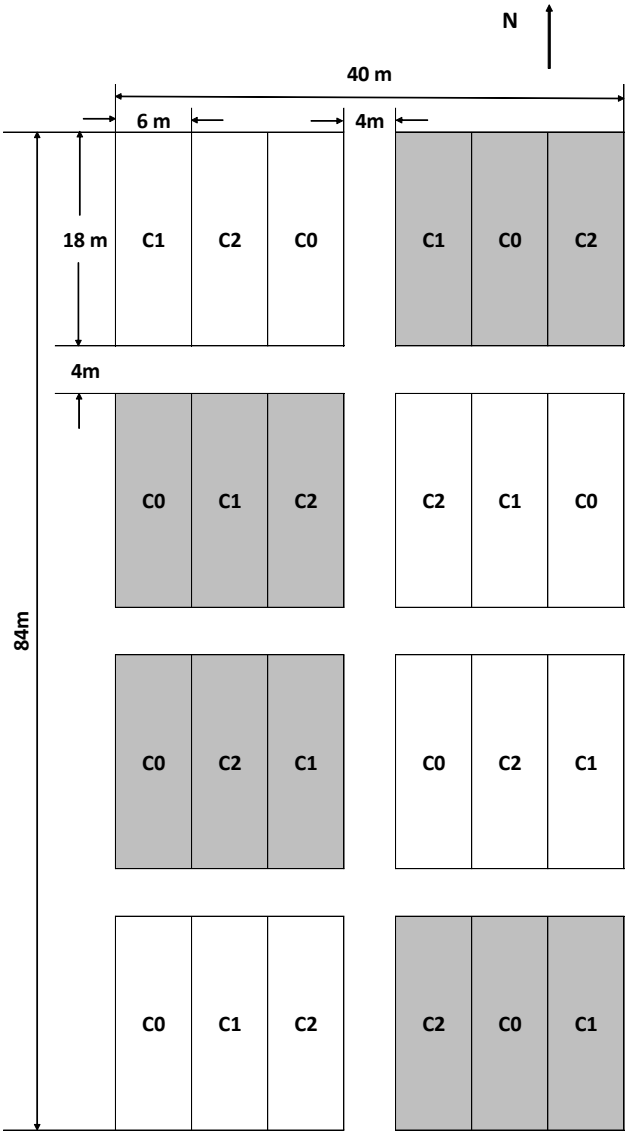
Via een meerjarig proefopzet, gesteund door de telerorganisatie SYMBIOS, hebben we gezocht naar het effect van herhaalde toepassing van compost en niet-kerende bodembewerking op bodemkwaliteit en stikstofdynamiek, en dit op de korte termijn.

2.2 MATERIAAL EN METHODES

2.2.1 Proefuitvoering

Het veldexperiment werd uitgevoerd ter bepaling van het effect van niet-kerende bodembewerking en composttoepassing op de bodemkwaliteit en de stikstofdynamiek. Het liep van september 2008 tot februari 2012, een periode die drie volle groeiseizoenen omvatte. Het proefperceel was een deel van een praktijkperceel te Meulebeke dat wisselend door verschillende landbouwers gebruikt werd. Het betrof een zandleembodem (63% zand, 30% leem en 7% klei) met een 40 cm diepe antropogene A-horizont. In samenspraak met de landbouwers werd een reguliere bemesting toegepast voor de opeenvolgende gewassen broccoli, wortelen en prei. De bodem werd of conventioneel bewerkt door te ploegen (K, kerende bewerking) of op een niet-kerende wijze (NK) tot op een diepte vergelijkbaar met de ploegdiepte met een Actisol ®, een cultivator die daartoe ontworpen is. Boerderijcompost, bereid op de ILVO-composteersite, werd telkens in het najaar toegepast aan drie verschillende dosis: nuldosis (C0), 15 (C1) en 45 ton (C2) per hectare per jaar. Toepassing van compost a rato van 15 ton per ha per jaar viel tezamen met toegepaste reguliere bemesting binnen de normen van het MAP (Vlaamse mestregelgeving). De uitgangsmaterialen van de composten waren uitsluitend

plantaardig. De compost was telkens goed uitgerijpt en bezat een hoog organische stofgehalte. Het combineren van twee wijzen van bodembewerking en drie compostdoses resulteerde in zes verschillende regimes qua bodembeheer die vier maal herhaald werden binnen de proef met split-plotdesign, waarbij de bodembewerking de hoofdfactor was en composttoepassing de subplotfactor. De afmeting van een individuele subplot was 6 bij 18 meter (Figuur 1). In het derde teeltseizoen werd de bijbemesting van de prei, als derde factor aan het experiment toegevoegd. Er werden drie trappen ingesteld, 0, 30 en 60 kg kunstmeststikstof per hectare, toegepast op subsubplots van 6 bij 6 meter.



Figuur 1: Split-plot design en afmetingen van het veldexperiment; hoofdplots niet-kerende bodembewerking grijs ingevuld en hoofdplots kerende bodembewerking niet ingevuld; C0, C1, C2: 0, 15 en 45 ton boerderijcompost per hectare

2.2.2 Opvolging bodemkwaliteit, stikstofdynamiek en gewasontwikkeling

Ter bepaling van de bodemkwaliteit werden bij aanvang van de proef (per hoofdplot onder een graanstoppel) en in de zomer van het derde teeltseizoen (per subplot onder de prei) volgende bodemparameters geanalyseerd voor de 0-10, 10-30 en 30-60 cm bodemlagen: droge bulkdensiteit (BD), totaal organische koolstofgehalte (TOC), heet water extraheerbare koolstof (HWC) en pH-KCl. In de zomer van het derde teeltseizoen werden ook de plant-beschikbare nutriënten Ca, Mg, K, Na en Fe van de 0-10 en 10-30 cm bodemlagen bepaald alsook de microbiële gemeenschapsstructuur (totale microbiële biomassa, gram-positieve en gram-negatieve bacteriën, mycorrhize schimmels en actinomyceten) door een analyse van de samenstelling van de fosfolipide vetzuren (PLFAs). Ook werd voor beide bodemlagen via een incubatieproef het stikstofmineralisatiepotentieel bepaald.

Voor het opvolgen van de stikstofdynamiek werden er in alle jaren op drie opeenvolgende momenten (s1, s2 en s3) stalen genomen van de 0-30, 30-60 en 60-90 cm bodemlagen voor de bepaling van het minerale stikstofgehalte (NO_3^- en NH_4^+) en vervolgens de berekening van de minerale stikstofvoorraden. De eerste staalname viel telkens vóór de bemesting en hoofdbodembewerking, de tweede een beperkt aantal weken na planten en de derde op het einde van de teelt (Tabel 1). De eindopbrengst werd bepaald op s3 en in geval van broccoli en prei, werd ook een tussentijdse opbrengst bepaald op s2. Op basis van droge stof- en stikstofbepaling van het gewas werd telkens ook de stikstofopname bepaald.

Tabel 1: Data bodemstaalnamemomenten voor minerale stikstofbepalingen

	GEWAS	STAALNAME	DATUM
jaar 1	BROCCOLI	s1	19/03/2009
		s2	15/06/2009
		s3	29/07/2009
jaar 2	WORTELEN	s1	14/04/2010
		s2	28/06/2010
		s3	27/09/2010
jaar 3	PREI	s1	14/06/2011
		s2	24/08/2011
		s3	8/11/2011

Voor de periodes s1-s2, s2-s3 en s1-s3 werden balansberekeningen uitgevoerd met aan de inputzijde de initiële minerale stikstofvoorraad (0-90 cm) en minerale stikstofinput via de bemesting, en aan de outputzijde de stikstofopname door het gewas en de finale minerale stikstofvoorraad (0-90 cm). Het balansresultaat is indicatief voor de schijnbare netto stikstofvrijstelling uit de bodem organische stof en de organische fractie van de bemesting.

Voor broccoli en prei werden de totale verse biomassa en marktbare opbrengst bepaald. Voor broccoli gebeurde dit bij de oogst in juli. Voor prei werd de totale verse biomassa bepaald in november 2011 maar de bepaling van de marktbare opbrengst gebeurde in het voorjaar 2012. Voor wortelen werd enkel de marktbare opbrengst bepaald.

2.2.3 Teeltverzorging en teeltverloop

Voor een beter begrip van de cijfers qua minerale stikstofbeschikbaarheid doorheen het groeiseizoen en gewasopbrengsten (zie 2.3. Resultaten) vermelden we hier enkele ervaringen en waarnemingen bij de proefuitvoering.

Compost werd voor het eerst toegepast in september 2008 op de graanstoppel. De broccoli werd geplant midden mei 2009 en twee en een halve maand later geoogst, waarop er voor de tweede maal compost werd toegepast en gele mosterd als groenbedekker werd ingezaaid (begin september). Wortels werden midden april 2010 op ruggen gezaaid en in de tweede helft van september geoogst. Compost werd voor een derde maal toegepast midden oktober maar niet ingewerkt gezien het natte najaarsweer. Einde maart 2011 werd nogmaals gele mosterd gezaaid als groenbedekker die midden mei gemulcht werd. Er werd winterprei geplant bij aanvang van de maand juli die bleef staan tot het voorjaar van 2012.

De bemesting bestond uit een basis- en bijbemesting met minerale stikstof voor broccoli (60 + 100 kg N per ha) en prei (70 + 30 kg N per ha) en een bijbemesting met minerale stikstof (50 kg N per ha), kalium en magnesium voor wortelen. De prei werd uitsluitend mineraal bemest terwijl voor broccoli als basisbemesting, naast minerale stikstof en kalium, ook nog 25 ton runderstalmest per hectare werd toegepast.

De teelten kenden een normaal verloop. Het scoren van de jeugdgroei bij broccoli duidde op een betere gewasontwikkeling voor de niet-kerende bodembewerking. Er werden geen verschillen opgemerkt wat de opkomst van de wortelen. Visueel leek het preigewas goed ontwikkeld en homogeen.

2.3 Resultaten en discussie

2.3.1 Finale bodemconditie

Composttoepassing en gereduceerde bodembewerking dragen in grote mate bij aan de bodemkwaliteit. Dit was het meest uitgesproken voor de 0-10 cm bodemlaag. Bij de hoogste compostgift lag het bodem organisch gehalte in de toplaag meer dan één tiende percent hoger dan bij de nulgift (Tabel 2) en de aanvoer van stabiele organische stof met compost compenseerde ruim het verlies aan bodem organische stof door mineralisatie (hier niet getoonde resultaten). Compost bufferde de zuurtegraad in de toplaag en dit onafhankelijk van de dosis. Composttoepassing leidde ook tot hogere gehalten aan plant beschikbare nutriënten in de bouwvoor, met uitzondering van Fe.

Tabel 2: Gemiddelde waarden en standaarddeviaties (tussen haakjes) van de finale bodemconditie per compostvariant; significante verschillen tussen compostvarianten worden aangegeven door kleine letters en p-waarden; C0, C1, C2: 0, 15, 45 ton compost per ha; K: kerende en NK: niet-kerende bodembewerking

		C0		C1		C2		ANOVA	Scheffe
TOC	0-10 cm	0,90 [a]	(0,11)	0,95 [ab]	(0,11)	1,04 [b]	(0,13)	0,001	0,01
%	10-30 cm	0,87	(0,08)	0,91	(0,10)	0,95	(0,05)	0,1	
	30-60 cm	0,59	(0,07)	0,62	(0,13)	0,62	(0,07)		
pH-KCl	0-10 cm	5,5 [a]	(0,2)	5,9 [b]	(0,4)	5,9 [b]	(0,1)	0,01	0,01
	10-30 cm	5,8 [a]	(0,3)	6,0 [ab]	(0,3)	6,1 [b]	(0,1)	0,05	0,05
	30-60 cm	5,9	(0,2)	6,1	(0,3)	6,1	(0,2)	0,05	0,1
HWC	K	497 [a]	(77)	541 [ab]	(111)	575 [b]	(105)	0,01	0,01
mg kg^{-1}	NK	568 [a]	(137)	581 [ab]	(124)	657 [b]	(159)	0,05	0,05
Ca	0-10 cm	118 [a]	(18)	134 [b]	(27)	137 [b]	(19)	0,001	0,05
mg per 100 g	10-30 cm	133	(20)	139	(21)	140	(17)		
K	0-10 cm	24,4 [a]	(4,3)	28,5 [ab]	(5,9)	32,7 [b]	(7,0)	0,01	0,01
mg per 100 g	10-30 cm	26,0 [a]	(3,5)	29,6 [ab]	(6,2)	34,7 [b]	(7,6)	0,05	0,05
∑Ca,Mg,K,Na	0-10 cm	7,6 [a]	(1,1)	8,7 [b]	(1,5)	9,0 [b]	(1,3)	0,001	0,01
cmol+ kg^{-1}	10-30 cm	8,6	(1,2)	8,9	(1,2)	9,2	(1,1)		
Fe	0-10 cm	98,9 [b]	(3,7)	96,9 [ab]	(4,6)	95,4 [a]	(4,1)	0,05	0,05
mg per 100 g	10-30 cm	101,3 [b]	(3,8)	99,9 [ab]	(3,0)	97,9 [a]	(2,5)	0,05	0,05

Niet-kerende bodembewerking bewerkstelligde een stratificatie van organische stof (Tabel 3), met hogere waarden in de toplaag voor niet-kerende bodembewerking. Het verschil in verdeling van de basen K en Mg over de 0-10 en 10-30 cm bodemlagen tussen de kerende en niet-kerende variant wijst ook op deze stratificatie en doet vermoeden dat uitspoeling van deze elementen onder een kerende bodembewerking hoger lag.

Tabel 3: Gemiddelde waarden en standaarddeviaties (tussen haakjes) van de finale bodemconditie per bodemlaag; significante verschillen tussen bodemlagen worden aangegeven door kleine letters en p-waarden; K: kerende en NK: niet-kerende bodembewerking

		0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	ANOVA	Scheffe
TOC	K	0,88 ^{b} (0,06)	0,90 ^{b} (0,08)	0,61 ^{a} (0,05)	0	0,001
%	NK	1,05 ^{c} (0,13)	0,93 ^{b} (0,09)	0,61 ^{a} (0,12)	0,001	0,001
HWC	K	580 ^{b} (73)	605 ^{b} (75)	428 ^{a} (39)	0	0,001
mg kg^{-1}	NK	689 ^{b} (112)	626 ^{b} (125)	491 ^{a} (118)	0	0,001
pH-KCl		5,8 ^{a} (0,3)	6,0 ^{b} (0,3)	6,0 ^{b} (0,3)	0	0,001
BD	g cm^{-3}	1,40 ^{a} (0,12)	1,50 ^{b} (0,13)	1,71 ^{c} (0,08)	0	0,01
K	K	24,9 ^{a} (5,2)	29,5 ^{b} (7,7)		0,05	
mg per 100 g	NK	32,2 (5,8)	30,7 (6,1)			
Mg	K	12,3 ^{a} (1,0)	14,8 ^{b} (1,6)		0,05	
mg per 100 g	NK	16,1 ^{b} (2,4)	14,9 ^{a} (1,9)		0,05	
Fe	K	99,4 (2,2)	100,2 (1,9)			
mg per 100 g	NK	94,7 ^{a} (4,5)	99,2 ^{b} (4,3)		0,001	
Ca:Mg	K	6,3 ^{b} (0,5)	5,5 ^{a} (0,4)		0,001	
	NK	4,9 ^{a} (0,6)	5,7 ^{b} (0,5)		0,001	

De totale microbiële biomassa, gram-positieve bacteriën, mycorrhize schimmels en actinomyceten in de toplaag worden zowel door niet-kerende bodembewerking als door composttoepassing bevorderd (Tabel 4). Gram-negatieve bacteriën worden enkel door composttoepassing en schimmels enkel door niet-kerende bodembewerking bevorderd.

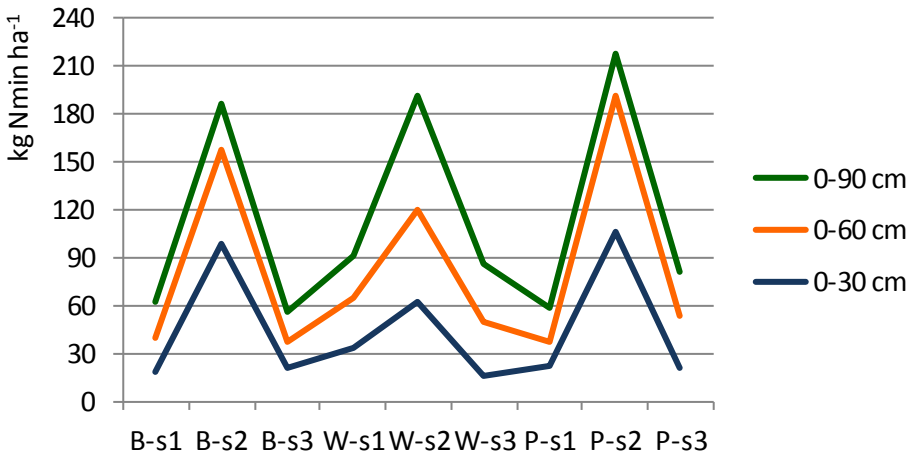
Tabel 4: Finale bodemconditie wat betref de bodemorganismen, gemiddelde waarden en standaarddeviaties (tussen haakjes) voor de 0-10 cm bodemlaag; significante verschillen worden aangegeven door kleine letters en p-waarden; C0, C1, C2: 0, 15, 45 ton compost per ha; K: kerende en NK: niet-kerende bodembewerking

nmol g^{-1}	K	NK	ANOVA	C0	C1	C2	ANOVA	Scheffe
Totaal	14,11 ^{a} (2,31)	20,29 ^{b} (3,31)	0,05	15,51 ^{a} (3,72)	16,47 ^{a} (4,02)	19,63 ^{b} (4,20)	0,001	0,05
G+ bacteriën	2,60 ^{a} (0,51)	3,51 ^{b} (0,70)	0,05	2,69 ^{a} (0,67)	2,92 ^{a} (0,56)	3,56 ^{b} (0,81)	0,01	0,05
G- bacteriën	1,59 (0,31)	2,01 (0,42)		1,65 ^{a} (0,40)	1,70 ^{a} (0,40)	2,05 ^{b} (0,40)	0,01	0,01
Actinomyceten	1,12 ^{a} (0,19)	1,54 ^{b} (0,26)	0,05	1,21 ^{a} (0,28)	1,25 ^{a} (0,27)	1,54 ^{b} (0,30)	0,001	0,05
Schimmels18:2ω6	0,34 ^{a} (0,07)	0,77 ^{b} (0,14)	0,01	0,54 (0,27)	0,53 (0,25)	0,61 (0,25)		
Mycorrhize schimmels	0,66 ^{a} (0,17)	1,11 ^{b} (0,33)	0,05	0,72 ^{a} (0,25)	0,84 ^{a} (0,36)	1,10 ^{b} (0,34)	0,001	0,05

2.3.2 Stikstofdynamiek

De evolutie van de minerale stikstofvoorraad in het bodemprofiel (Figuur 2) is de resultante van de stikstofinput via de bemesting, de stikstofvrijstelling uit de bodem organische stof, de stikstofopname door het gewas en eventuele stikstofverliezen. De reguliere bemesting en de composttoepassing hebben niet geleid tot overschrijding van de norm voor het stikstofresidu (90 kg nitraatstikstof per hectare in de 0-90 cm bodemlaag op het einde van het teeltseizoen). In het derde onderzoeksjaar wanneer trappen werden ingesteld qua bijbemesting met kunstmeststikstof leidde de hoogste stikstoftrap niet tot extra stikstofopname maar wel tot een hogere stikstofresiduwaarde,

met overschrijding van de norm voor het stikstofresidu. In 2011 was het stikstofaanbod via de minerale bemesting (70 + 30 kg per ha) van eenzelfde grootteorde als de berekende schijnbare netto stikstofvrijstelling. In de gegeven omstandigheden van bodem en klimaat was dus minstens de helft van de door het gewas opgenomen stikstof afkomstig van de aanlevering van stikstof uit de bodem organische stof.



Figuur 2: Verloop van de minerale stikstofvoorraad in de 0-30, 0-60 en 0-90 cm bodemlagen (gemiddelde waarden over alle behandelingen heen) voor de periode 2009-2011 met respectievelijke gewassen broccoli (B), wortelen (W) en prei (P), s1-s3: drie staalnamemomenten per teeltseizoen (zie Tabel 1)

Er werden slechts een beperkt aantal kleine verschillen vastgesteld qua stikstofdynamiek tussen de ingestelde varianten qua bodembeheer. Bij de eerste staalname in het tweede teeltseizoen lag de minerale stikstofvoorraad in de 0-30 en 0-90 cm bodemlagen significant hoger ingeval van de hoogste compostdosering in vergelijking met de nulgift (Tabel 5). De verschillen waren echter gering en voor de 0-90 cm bodemlaag niet hoger dan 20 kg stikstof per hectare. Op het tweede staalnamemoment in het teeltseizoen met de wortelen werd ook nog een beperkt effect van zowel compost als bodembewerking op de minerale stikstofvoorraad in de 0-30 cm laag vastgesteld (Tabel 5), wat geen invloed had op de opbrengst van de wortelen (Tabel 6). Dit alles wijst er op dat op de korte termijn de stikstofbemesting van groentegewassen niet dient aangepast te worden bij een verandering van bodembeheer door toepassing van compost en gereduceerde bodembewerking.

De stratificatie qua bodem organische stofgehalten onder een regime van niet-kerende bodembewerking correspondeerde met de uitkomst van de incubatieproef. Het stikstofmineralisatiepotentieel in de 0-10 cm toplaag lag hoger bij de niet-kerende bodembewerking. Dat stemde eveneens overeen met de vastgestelde verschillen qua verdeling van minerale stikstof in het 0-90 cm bodemprofiel tussen beide varianten qua bodembewerking. Onder niet-kerende bodembewerking bevond zich een groter aandeel van de minerale stikstofvoorraad tot 90 cm bodemdiepte in de 0-30 cm bouwlaag (niet getoonde resultaten), hetgeen inhoudt dat de minerale stikstof meer in het bereik was van de plantenwortels met mogelijk een lager uitspoelingsrisico tot gevolg. Dat er minder uitspoeling van voedingsstoffen plaatsvond onder een regime van niet-kerende

bodembewerking werd ook vastgesteld op basis van de verdeling van de basen K en Mg in het bodemprofiel.

Tabel 5: Minerale stikstofgehalten voor de 0-30 cm bodemlaag voor de verschillende groeiseizoenen 2009-2011, gemiddelde waarden en standaarddeviaties (tussen haakjes), significante verschillen tussen compostvarianten worden aangegeven door kleine letters en p-waarden; C0, C1, C2: 0, 15, 45 ton compost per ha; K: kerende en NK: niet-kerende bodembewerking

$Nmin_{0-30cm}$	kg ha^{-1}	K	NK	ANOVA	C0	C1	C2	ANOVA	Scheffe
2009	s1	-	-		17	18	19		
BROCCOLI		-	-		(3)	(10)	(10)		
	s2	101	95		-	-	-		
		-	-		-	-	-		
	s3	23	19		23	19	20		
		(13)	(5)		(12)	(11)	(5)		
2010	s1	34	31		29 [a]	32 [ab]	38 [b]	$p < 0,01$	$p < 0,01$
WORTELEN		(7)	(6)		(7)	(6)	(5)		
	s2	67 [b]	58 [a]	$p < 0,001$	57 [a]	62 [ab]	68 [b]	$p < 0,05$	$p < 0,05$
		(10)	(9)		(9)	(8)	(13)		
	s3	13	19		12	21	15		
		(4)	(13)		(4)	(15)	(6)		
2011	s1	23	20		22	22	20		
PREI		(7)	(5)		(9)	(5)	(4)		
	s2	97	115		114	102	102		
		(19)	(30)		(15)	(35)	(27)		
	s3	22	19		19	20	22		
		(6)	(4)		(4)	(6)	(6)		

2.4 STIKSTOFOPNAME EN GEWASOPBRENGSTEN

Door het kleine aantal verschillen van beperkte omvang qua stikstofdynamiek tussen de varianten qua bodembeheer werden er ook geen verschillen gevonden qua schijnbare netto stikstofvrijstelling, wat nogmaals aangeeft dat de composttoepassing het stikstofleverende vermogen van de bodem niet meteen optrekt. Op basis van de stikstofopname en verse biomassa opbrengsten werden er wel kleine verschillen vastgesteld in stikstofbeschikbaarheid tussen de varianten qua bodembewerking. In 2009 bij broccoli lag de stikstofopname en verse biomassa opbrengst (gehele plant) hoger ingeval van niet-kerende bodembewerking en in 2011 waren er bij prei in de beginontwikkeling (tussentijdse opbrengstbepaling) ook verschillen maar dit keer ten gunste van de kerende bodembewerking (Tabel 6).

Tabel 6: Totale verse biomassa opbrengstgegevens (wortelen zonder loof)

	date	ton ha^{-1}	K	NK	ANOVA
BROCCOLI	22-29/07/2009	58,4	56,0	60,8	$p < 0.05$
WORTELEN	17/09/2010	111,8			
PREI	25/08/2011	13,9	15,3	12,6	$p < 0.05$
	8/11/2011	74,2	77,9	70,5	$p < 0.1$

2.5 Conclusies

De bodemverbeterende maatregelen composttoepassing en niet-kerende bodembewerking ondersteunen de bodemkwaliteit hetgeen vooral merkbaar is in de toplaag van de bodem. Dit gaf geen aanleiding tot grote verschillen in stikstofdynamiek zodat de stikstofbemesting op de korte termijn niet dient bijgesteld te worden. In vergelijking met het traditionele ploegen waren de gewasopbrengsten van broccoli, wortelen en prei bij een niet-kerende bewerking van eenzelfde grootteorde, wat aangeeft dat een omschakeling naar deze bodemverbeterende praktijk een haalbare optie is, tenminste als ze met kennis van zaken wordt toegepast. Composttoepassing, zelfs bij hoge jaarlijkse giften, leidde niet tot hogere stikstofresiduwaarden en dus ook niet tot een hoger uitspoelingsrisico voor nitraat tijdens de wintermaanden.

2.6 Literatuurlijst

Willekens, K., Vandecasteele B., Buchan, D., De Neve, S. 2014. Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. Applied Soil Ecology 82, 61–71.

Willekens, K., Vandecasteele B., De Neve, S. 2014. Limited short-term effect of compost and reduced tillage on N dynamics in a vegetable cropping system. Scientia Horticulturae 178, 79-86.

Willekens, K., Vandecasteele, B. and De Neve, S., 2013. Strong effect of compost and reduced tillage on C dynamics but not on N dynamics in a vegetable cropping system. In: D'Haene, K. et al., 2013. NUTRIHORT: Nutrient management, innovative techniques and nutrient legislation in intensive horticulture for an improved water quality. Book of Proceedings. September, 16-18, 2013, Ghent, 162-169.

3 EFFECT VAN NIET-KERENDE BODEMBEWERKING EN COMPOSTTOEPASSING OP DE BODEMKWALITEIT, ZIEKTEDRUK EN GEWASOPBRENGST IN EEN GANGBAAR TEELTSYSTEEM MET DRIJFMEST – RESULTATEN VAN DE MEERJARIGE BOPACT PROEF

Ruysschaert G.[1], D'Hose T.[1], Willekens K.[1], De Vliegher A.[1], Vandecasteele B.[1], Cornelis W.[2], Goeminne M.[3], Van Vaerenbergh J.[1], Viaene N.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[2] *Vakgroep Bodembeheer, Universiteit Gent, Gent*
[3] *Interprovinciaal proefcentrum voor de aardappelteelt (PCA), Kruishoutem*

3.1 INLEIDING

In het voorjaar van 2010 startte ILVO met een meerjarige veldproef, genaamd **BOPACT**. BOPACT staat hierbij voor 'Im**PACT** van **C**ompost en **T**eeltechniek (bewerking/bemesting) op **BO**dem en **PA**thogenen'. Aan de basis van het onderzoek ligt het belang dat ILVO hecht aan een kwaliteitsvolle en gezonde bodem, die zorgt voor een optimale plantengroei, een goede nutriëntenlevering- en benutting en een minimale ziektedruk. Dit kan alleen maar worden bereikt indien er aandacht is voor zowel de chemische (nutriënten), fysische (water/luchthuishouding) als de biologische bodemkwaliteit.

ILVO wil nagaan op welke manier een kwaliteitsvolle en gezonde bodem kan bekomen worden en welke teeltmaatregelen (zoals bemesting, bewerking en rotatie) hierop een impact hebben. De landbouwer heeft echter geen vrij spel en moet zich houden aan de randvoorwaarden die de maatschappij oplegt. Dit wordt vertaald in diverse types wetgeving en voorwaarden voor het verkrijgen van steun. Een gekend voorbeeld is de mestwetgeving (MAP), die de hoeveelheid organische meststoffen die op de akkers kan worden gebracht beperkt. Op deze manier wordt het voor de landbouwer moeilijker om het organisch stofgehalte van de bodem op peil te houden of te verhogen. Nochtans is organische stof (of organische koolstof) nauw gelinkt met een goede chemische, fysische en biologische bodemkwaliteit. Zo zorgt organische stof voor de vrijstelling van stikstof en een betere bodemstructuur en is het voedsel voor bodemorganismen.

De **hoofddoelstelling** van de BOPACT-proef is het onderzoeken van het lange termijneffect van bodemverbeterende maatregelen (compost en/of niet-kerende bodembewerking) op de bodemkwaliteit (fysisch, chemisch, biologisch) en ziektedruk voor 2 belangrijke bemestingssystemen in Vlaanderen, met name bemesting gebaseerd op runderdrijfmest of op varkensdrijfmest.

Meer **specifieke doelstellingen** zijn

1. Het onderzoeken of het binnen de huidige mestwetgeving mogelijk is om een laag organisch koolstofgehalte te verhogen indien een goede teeltpraktijk wordt toegepast (groenbedekkers, inwerken stro);
2. Het onderzoeken in welke mate een composttoepassing (equivalent met 2 ton C per ha per jaar) bovenop de toegestane N- en P-normen, het koolstofgehalte kan verhogen en in welke mate dit een impact heeft op de doelstellingen van het mestbeleid (met name het verhinderen van N- en P- verliezen naar oppervlakte- en grondwater);
3. Het onderzoeken wat de impact is van de (hypothetische) bodemverbeterende maatregelen niet-kerende bodembewerking en/of compost op de bodemkwaliteit en de ziektedruk;
4. Het onderzoeken in welke mate de meest gangbare mesttypes (varkensdrijfmest versus runderdrijfmest) een impact hebben op de resultaten van doelstelling 1) en 3).

In wat volgt gaan we kort in op de belangrijkste resultaten van de eerste vier jaren van de proef. Een meer uitgebreide beschrijving en analyse zal echter in het najaar van 2014 gepubliceerd worden in een aparte ILVO-mededeling.

Dit onderzoek wordt uitgevoerd door de onderzoeksdomeinen Teelt & Omgeving en Gewasbescherming van de eenheid Plant van ILVO. Het onderzoek wordt gefinancierd door ILVO en door projecten zoals de Europese projecten Catch-C en Fertiplus.

3.2 Proefopzet en opvolging

De BOPACT-proef ligt aan op de proefpercelen van ILVO in Merelbeke. De bodem is een Bathygleyic Cambisol (IUSS Working Group WRB, 2007; Dondeyne, pers. comm.) en de textuur van de bouwvoor is licht zandleem (P) met 57.0% zand, 37.7% leem en 5.3% klei. Het organisch koolstofgehalte was bij aanvang van de proef heel laag (0.8%) en de pH (KCl-extract) tamelijk laag (5.9). Het plantbeschikbare P-gehalte (ammoniumlactaatextract) was tamelijk hoog en plantbeschikbare K-, en Mg-gehaltes lagen in de streefzones of waren (tamelijk) hoog. Ca-gehaltes waren dan weer aan de lage kant (Maes et al., 2012).

De proef is aangelegd in het voorjaar van 2010 en volgt een 'strip-split-plot'-ontwerp met drie factoren en vier herhalingen (4 blokken). De drie factoren zijn

1) drijfmesttype (varkensdrijfmest vs runderdrijfmest);
2) bodembewerking (ploegen vs niet-kerend);
3) composttoepassing (0 vs 2 ton C per ha per jaar).

Er zijn dus in totaal 8 te onderscheiden behandelingen. De plots zijn 15x15 m² groot.

Er wordt gestreefd naar een gelijke totale N-input via bemesting. De norm voor dierlijke mest wordt maximaal ingevuld met drijfmest (170 kg N/ha). Vanaf 2014 kan dit voor stikstof lager zijn dan 170 kg N/ha indien de P-norm limiterend is voor de drijfmestgift. Indien het gewas meer vraagt dan wat wettelijk is toegestaan voor dierlijke mest wordt er verder aangevuld met minerale mest. Hoewel in strijd met de mestwetgeving, wordt er in dit stadium van de proef en in functie van onze onderzoeksdoeleinden, geen rekening gehouden met wat als compost wordt aangebracht aan nutriënten omdat wij compost in deze proef beschouwen als een bodemverbeterend middel. Voor de andere elementen streven we ernaar dat voedingstekorten worden vermeden. De bemesting wordt berekend aan de hand van de gewasbehoefte, de minerale N-voorraad in de bodem in het voorjaar en de verwachte mineralisatie. De dosis toe te dienen drijfmest wordt bepaald aan de hand van voorafgaande analyse van de drijfmestputten en tijdens toedienen gebeurt er een controle van de toegediende hoeveelheid nutriënten en organische stof door per blok een staal te nemen aan de mestinjecteur.

De gebruikte compost is boerderijcompost bereid op de composteringssite van ILVO. De dosis van 2 ton C/ha komt ongeveer overeen met een dosis groencompost van 15 ton/ha. De compost wordt manueel toegediend na opdeling van de plots in kwadranten om homogene en precieze dosering mogelijk te maken. In elke blok wordt tijdens toediening een deelstaal genomen voor uitgebreide analyse. Er wordt gestreefd naar een goede afrijping van de compost en de toediening gebeurt in het najaar tenzij de weersomstandigheden dit niet mogelijk maken zoals in 2010.

De bewerkingen zijn voor de hele proef gelijk. De ploegbewerking in het voorjaar wordt bij de niet-geploegde behandeling echter vervangen door een niet-kerende bodembewerking met een Actisol (Figuur1). Hiervoor worden smalle beitels op het toestel geplaatst en wordt bewerkt op ploegdiepte (+/- 30 cm). De najaarsbewerking (stoppelbewerking en zaaibedbereiding groenbedekker) is overal niet-kerend.

Figuur 1: Links: Actisol met smalle beitels; Rechts: niet-kerende bodembewerking met de Actisol

De rotatie is vierjarig en bestaat uit kuilmaïs, aardappelen, zomergraan en een groente. De hoofdteelten worden indien mogelijk afgewisseld met een groenbedekker. In de eerste teeltrotatie was de gewasopvolging kuilmaïs (2010), aardappel (2011), winterrogge (als groenbedekker), zomergerst (2012), gele mosterd (als groenbedekker) en prei (2013) (Figuur 2). Het stro van de zomergerst werd ondergewerkt.

Figuur 2: Gewasopvolging in de periode 2010-2013

De meeste bodemparameters worden op twee dieptes gemeten: 0-10 cm en 10-30 cm. Voor de bepaling van minerale N (NH_4^+-N+NO_3^--N) werd gemeten op de dieptes 0-30 cm, 30-60 cm en 60-90 cm. Voor omrekening van minerale N in mg/l naar kg/ha werden bulkdichtheden gemeten bij de start van de proef gebruikt, met name 1.47 ton/m³ voor de laag 0-30 cm en 1.63 ton/m³ voor de lagen 30-60 cm en 60-90 cm.

Voor de start van de proef werd de begintoestand van de bodem goed gekarakteriseerd door het meten van diverse bodemchemische, –fysische en -biologische bodemindicatoren, zoals totale organische koolstof (TOC), totale stikstof (TN), pH-KCl, minerale N, nematodengemeenschap, bulkdichtheid en vochtretentiecurves. Deze parameters werden per blok of per plot opgemeten zodat de evolutie in de tijd kan opgevolgd worden en eventuele verschillen binnen het veld gedetecteerd kunnen worden. Voor elke hoofdteelt werd de bodem per plot bemonsterd voor minerale stikstof en dit gebeurde eveneens na de oogst. Samen met de N-inhoud van het gewas en van de toegediende meststoffen konden op deze manier N-balansen worden opgesteld. In de winter van 2013-2014 werd minerale N ongeveer maandelijks gemeten om een inschatting te kunnen maken van de risico's op N-uitspoeling. De populatiedynamiek van alle plant-parasitaire nematoden werd opgevolgd door voor en na elke teelt te bemonsteren. Bij het begin van de proef en op het eind van de eerste rotatiecyclus (voorjaar 2014) werden tevens alle vrijlevende nematoden bekeken. De invloed van de verschillende behandelingen op de nematodengemeenschap, een potentieel belangrijke indicator van de bodemkwaliteit, kan op deze manier in kaart worden gebracht.

Na de oogst van 2012 werd de proef opnieuw uitgebreid bemonsterd in het kader van het EU FP7- Catch-C project. De meeste van de parameters gemeten in het begin van de proef werden opnieuw geanalyseerd.

Gewasgroei, -opbrengst, -kwaliteit en N- en P-inhoud van de gewassen werden opgevolgd. De gemeten parameters voor gewasgroei en –kwaliteit waren daarbij afhankelijk van het gewas.

Naast de gedetailleerde opvolging van plant-parasitaire nematoden, werd *Verticillium*-schimmel in de bodem regelmatig bemonsterd. In de aardappelen werd een inoculatie van *Dickeya solani* aangebracht (+/- 5% van de poters) om te onderzoeken of de behandelingen een effect hebben op de proliferatie van de bacterie. In twee blokken werd het aantal bacteriezieke stengels tijdens het groeiseizoen geteld en na de oogst werd infectie in de knollen opgespoord. Het voorkomen van lakschurft, oppervlakkige en diepe schurft werd bepaald op 50 knollen door het Interprovinciaal proefcentrum voor de aardappelteelt (PCA).

3.3 ENKELE RESULTATEN

3.3.1 Toegediende hoeveelheid nutriënten en organische stof

Tabel 1 geeft een overzicht van de werkelijk toegediende hoeveelheden nutriënten en organische koolstof door compost en drijfmest per jaar zoals bepaald op basis van de staalname per blok tijdens toediening. De drijfmestgift van 170 kg N/ha werd telkens bepaald op basis van analyse van de drijfmestputten vooraf. De resultaten van de werkelijk toegediende hoeveelheden (Tabel 1) wijzen op de noodzaak om de samenstelling ook tijdens het uitrijden in het veld te controleren. De nutriënteninhoud van varkensdrijfmest in 2011 bleek een stuk lager dan werd voorspeld op basis van een analyse vooraf. Hierdoor werd slechts 119 kg N/ha gegeven in plaats van 170 kg N/ha. Ook de samenstelling tussen verschillende mestkarren kan vrij veel verschillen. Dit kwam voor bij varkensdrijfmest in 2010 (138 kg N/ha voor blok A en B; 188 kg N/ha voor blok C en D). Hierdoor dient elke mestkar apart bemonsterd te worden en is het beter dat elke blok met dezelfde mestkar wordt bemest.

Over de 4 jaren werd er uiteindelijk nagenoeg evenveel N en P toegediend in de varkensdrijfmestplots als in de runderdrijfmestplots. Runderdrijfmest bracht echter meer K (718 vs 450 kg K/ha) en meer organische koolstof aan (6613 vs 2302 kg C/ha) aan dan varkensdrijfmest (Tabel 1).

De vooropgesteld toediening van 2 ton C/ha via compost werd vrij goed behaald waardoor over de vier jaren meer dan 8 ton C/ha werd aangebracht wat ongeveer een vierde meer is dan wat via runderdrijfmest werd toegediend. Via compost werd eveneens 50-80% van N, P en K aangebracht via drijfmest toegediend.

Op basis van de werkelijk toegediende hoeveelheid nutriënten (bemonsterd tijdens drijfmestinjectie; Tabel 1) en de gewasbehoefte werd jaarlijks de bijbemesting met minerale meststoffen bepaald (Tabel 1).

Tabel 1: Toepassing van boerderijcompost, varkens- en runderdrijfmest en minerale mest: dosis en hoeveelheid toegediende nutriënten en organische koolstof (OC)

	Verse dosis (ton/ha)	N kg/ha	P kg/ha	P2O5 kg/ha	K kg/ha	K2O kg/ha	OC kg/ha
Compost							
2011 [a]	21.6	125	24	56	128	154	2218
2011	19.2	94	19	43	95	115	1771
2012	23.8	87	17	38	80	97	2159
2014 [b]	20.4	67	27	62	54	66	2165
Som		**373**	**87**	**199**	**357**	**431**	**8312**
Varkensdrijfmest							
2010	38.4	163	45	102	112	135	550
2011	53.0	119	10	23	93	112	183
2012	25.0	172	45	103	129	156	788
2013	28.0	174	42	95	115	139	782
Som		**628**	**141**	**323**	**450**	**542**	**2302**
Runderdrijfmest							
2010	47.4	142	41	95	258	311	1583
2011	47.5	160	25	56	152	183	1735
2012	44.5	157	29	66	162	195	1663
2013	50.0	173	35	80	146	176	1632
Som		**632**	**130**	**297**	**718**	**865**	**6613**
Minerale mest							
2010							
Varkensdrijfmest		91[c]-44[d]	0	0	0	0	0
Runderdrijfmest		89	0	0	0	0	0
2011							
Varkensdrijfmest		111	15	34	181	218	0
Runderdrijfmest		69	0	0	122	147	0
2012		0	0	0	0	0	0
2013		40	0	0	0	0	0
Som							
Varkensdrijfmest		**242[c]-195[d]**	**15**	**34**	**181**	**218**	**0**
Runderdrijfmest		**198**	**0**	**0**	**122**	**147**	**0**

[a] De composttoepassing van het najaar 2010 werd uitgesteld tot het voorjaar van 2011

[b] Gezien prei pas in de lente van 2014 werd geoogst werd de composttoepassing van het najaar 2013 uitgesteld tot het voorjaar van 2014

[c] Blok A en B, [d] Blok C en D

3.3.2 Chemische bodemkwaliteitsparameters

In augustus 2012, na 2 composttoepassingen, drie drijfmesttoepassingen en drie niet-kerende bewerkingen (NKB) vs ploegen, was het gehalte bodem organische koolstof (TOC) hoger in de toplaag (0-10 cm) voor NKB ten opzichte van ploegen ($p<0.1$), terwijl het omgekeerde gold voor het onderste deel van de bouwvoor (10-30 cm) ($p<0.05$). Als de

toename of afname sinds het begin van de proef per plot wordt beschouwd, was er een grotere toename voor ploegen dan voor NKB in de 10-30 cm laag (p<0.1). In de 0-10 cm was de toename groter in de compostplots ten opzichte van de niet-compostplots, maar dat was alleen zo voor de niet-kerende behandelingen (data niet getoond). In de 10-30 cm laag was de toename in koolstof voor beide bewerkingen hoger in de compostplots ten opzichte van de plots waar geen compost was toegediend (p<0.05).

Heetwater extraheerbare koolstof (HWC) wordt aanzien als een gevoelige indicator voor veranderingen in organische koolstof (Ghani et al., 2003). HWC was in 2012 hoger in de compostplots dan in de niet-compostplots voor beide lagen (p<0.01 voor 0-10 cm en p<0.1 voor 10-30 cm) en hoger voor niet-kerende bodembewerking ten opzichte van ploegen in de 0-10 cm laag (p<0.01). Net zoals bij koolstof kon er al een herverdeling van totale stikstof worden vastgesteld door niet-kerende bodembewerking.

Tabel 2: Gemiddelde waardes gemeten over 2 dieptes in augustus 2012 en gemiddelde verschillen (Δ: augustus 2012 – voorjaar 2010) voor alle behandelingen van verschillende chemische bodemeigenschappen. Significante verschillen tussen de verschillende levels van een factor (vb. ploegen versus niet-kerende bewerking) zijn aangeduid (p<0.05; p<0.01). De interactiefactoren waren niet-significant (NS; p>0.05). OC: organische koolstof; HWC: warm-waterextraheerbare koolstof

	OC (%)		ΔOC (%)		HWC (mg.kg^{-1})		Totale N (%)	
Diepte (cm)	0-10	10-30	0-10	10-30	0-10	10-30	0-10	10-30
Factoren								
Drijfmest								
Runderdrijfmest	0.903	0.835	0.070	0.039	823	820	0.075	0.070
Varkensdrijfmest	0.877	0.798	0.047	0.005	809	806	0.075	0.069
Bewerking								
Ploegen	0.860	**0.848**	0.036	0.054	**748**	817	**0.072**	0.071
Niet-kerende	0.919	**0.784**	0.081	-0.011	**884**	809	**0.079**	0.067
Composttoepassing								
Geen compost	0.862	0.805	0.025	**0.003**	**769**	791	0.073	0.069
Compost	0.918	0.828	0.092	**0.040**	**863**	834	0.077	0.070
Interacties								
Drijfmestxbewerking	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Drijfmestxcompost	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Bewerkingxcompost	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Drijfmestxbewerkingxcompost	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Ten opzichte van de beginsituatie (voorjaar 2010) steeg het organische koolstofgehalte in de toplaag (0-10 cm) in augustus 2012 reeds significant in de behandeling waar dit het meest werd verwacht, met name de runderdrijfmestplots die niet-kerend worden bewerkt en waarin compost werd toegediend. De stijging bedroeg gemiddeld 0.14 procentpunt (p=0.007). In de laag hieronder (10-30 cm) daalde het koolstofgehalte in de varkensdrijfmestplots die niet-kerend worden bewerkt en waaraan geen compost werd toegediend met 0.05 procentpunt (p=0.035). Een stijging in deze laag werd vastgesteld

voor de geploegde varkensdrijfmestplots met compost (0.06 procentpunt; p=0.048) en de geploegde runderdrijfmestplots zonder compost (0.08 procentpunt; p=0.030).

Zoals verwacht op basis van de samenstelling (Tabel 1), zorgden runderdrijfmest en compost voor een verhoging van ammoniumlactaat extraheerbare kalium. De aanvoer van P was iets hoger met varkensdrijfmest wat reeds tot uiting kwam in de toplaag. Net zoals bij koolstof en stikstof zorgde NKB reeds voor een herverdeling van kalium in de bouwvoor.

Compost verhoogde de minerale N voorraad in de bodem (0-90 cm) in juni 2013 (+4-15 kg N/ha) en april 2014 (+0-19 kg N/ha) ($p<0.05$). Het is afwachten of dit effect zich ook de komende voorjaren doorzet. Wellicht zal dit ook afhankelijk zijn van het tijdstip van de staalname. In 2013 en 2014 was dat immers vrij laat op het seizoen wanneer de mineralisatie al goed op gang was gekomen. Ook in oktober 2013, wanneer prei op het veld stond en de minerale N-gehaltes heel hoog waren (196 kg N/ha; 173 kg NO_3^--N/ha) wegens de groei van prei die minder was dan verwacht, was de hoeveelheid minerale N nog hoger in de compostplots (+1-28 kg N/ha) (0-90 cm; $p<0.01$). Het nitraatresidu was dan vooral hoger in de compostplots van de varkensdrijfmestplots (+14-36 kg NO_3^--N/ha). Een groot deel van de minerale stikstof aanwezig in het bodemprofiel op 15 oktober 2013 verdween door uitspoelings- of gasvormige verliezen tegen begin december. Er zat toen immers maar 65 kg N/ha meer in het profiel, wat betekent dat er in anderhalve maand tijd 131 kg N/ha uit het profiel was verdwenen (gemiddelde voor de hele proef) terwijl de prei in de periode tussen augustus en eind november maar 88 kg N/ha had opgenomen. De N-verliezen waren dus aanzienlijk. De hogere waarden voor minerale N op sommige tijdstippen op plots waar compost is toegediend wijzen er op dat de mineralisatie van compost na enkele toepassingsjaren het best in rekening wordt gebracht bij het bepalen van de benodigde hoeveelheid bemesting.

Het effect van bewerking op de minerale N voorraad van de bodem (0-90 cm) was vooral duidelijk na de oogst van zomergerst in augustus 2012. Er was meer N over in het bodemprofiel bij ploegen (+6-19 kg N/ha; $p<0.05$), wat samenhangt met de hogere N-opname door de zomergerst in de niet-kerende plots.

Het effect van drijfmest op de minerale stikstofvoorraad was het meest duidelijk op 15 oktober 2013 tijdens de teelt van prei wanneer er 30-52 kg N/ha meer minerale N in het profiel (0-90 cm) zat bij varkensdrijfmest in vergelijking met runderdrijfmest ($p<0.05$). In de voorjaren van 2011 en 2012 zat er meer minerale N in de bovenste 30 cm bij runderdrijfmest ($p<0.1$), maar het verschil bedroeg minder dan 6 kg N/ha. De schijnbare N-mineralisatie (N-balans) was ook hoger voor runderdrijfmest dan voor varkensdrijfmest in het groeiseizoen van 2011 en 2012. De schijnbare N-mineralisatie was gemiddeld 76 kg N/ha hoger voor runderdrijfmest in 2011 ($p<0.1$), maar het is belangrijk op te merken dat er dat jaar ook een grote variabiliteit in de resultaten van de N-balans (maat voor schijnbare N-mineraliatie) was. In 2012 bedroeg het verschil in schijnbare stikstofmineralisatie 24 kg N/ha ($p<0.01$).

3.3.3 Fysische bodemkwaliteitsparameters

In het voorjaar van 2010, voor de start van de proef, werd in 4 plots per blok de bulkdichtheid bepaald voor de 0-10, 10-30 en 30-60 cm bodemlagen. Er was geen blokeffect, maar de dichtheid van de drie dieptes was wel significant verschillend van elkaar ($p<0.001$). Dit bedroeg 1.39 ton/m³ in de 0-10 cm laag, 1.50 ton/m³ in de 10-30 cm laag en 1.63 ton/m³ in de 30-60 cm laag. In september 2012 werd de bulkdichtheid opnieuw gemeten in de runderdrijfmestplots. De dichtheid was significant ($p<0.05$) hoger in de geploegde plots zonder compost (1.56 ton/m³) ten opzichte van de niet-kerende plots zonder compost (1.48 ton/m³) in de laag 10-30 cm.

Ook wat betreft de aggregaatstabiliteit van de toplaag (0-5 cm) werden er al gunstige effecten van niet-kerende bodembewerking waargenomen in het najaar van 2012. Dit kan toegeschreven worden aan het behoud van organisch materiaal in deze laag. De stabiliteitsindex was hoger in de niet-kerende behandelingen en het aandeel grote stabiele aggregaten (2.8-4.75 mm en 4.75-8 mm) was hoger dan bij ploegen. Het aandeel kleine aggregaten was als een gevolg groter bij ploegen (<0.3 mm) ($p<0.05$). Ook bij de varkensdrijfmestplots en de plots zonder composttoepassing was het aandeel kleine aggregaten hoger dan bij de runderdrijfmestplots en de compostplots ($p<0.05$), wat al voorzichtig kan wijzen op een betere bodemstructuur door composttoepassing en runderdrijfmesttoepassing in vergelijking met varkensdrijfmesttoepassing.

3.3.4 Biologische bodemkwaliteitsparameters

In het najaar van 2012 werden in de runderdrijfmestplots microbiële biomassa-C bepaald en regenwormen bemonsterd. Zowel het toepassen van niet-kerende bodembewerking als het toedienen van compost verhoogde significant de microbiële biomassa-C ($p < 0.05$) in de toplaag (0-10 cm). De aanvoer en het behoud van organisch materiaal in de toplaag in geval van niet-kerende bodembewerking zijn voor de hand liggende verklaringen. In de 10-30 cm laag werden geen verschillen in microbiële biomassa vastgesteld. Wat de regenwormen betreft, konden er voorlopig geen behandelingseffecten op regenwormaantallen, -biomassa en biomassa per worm waargenomen worden ($p>0.1$).

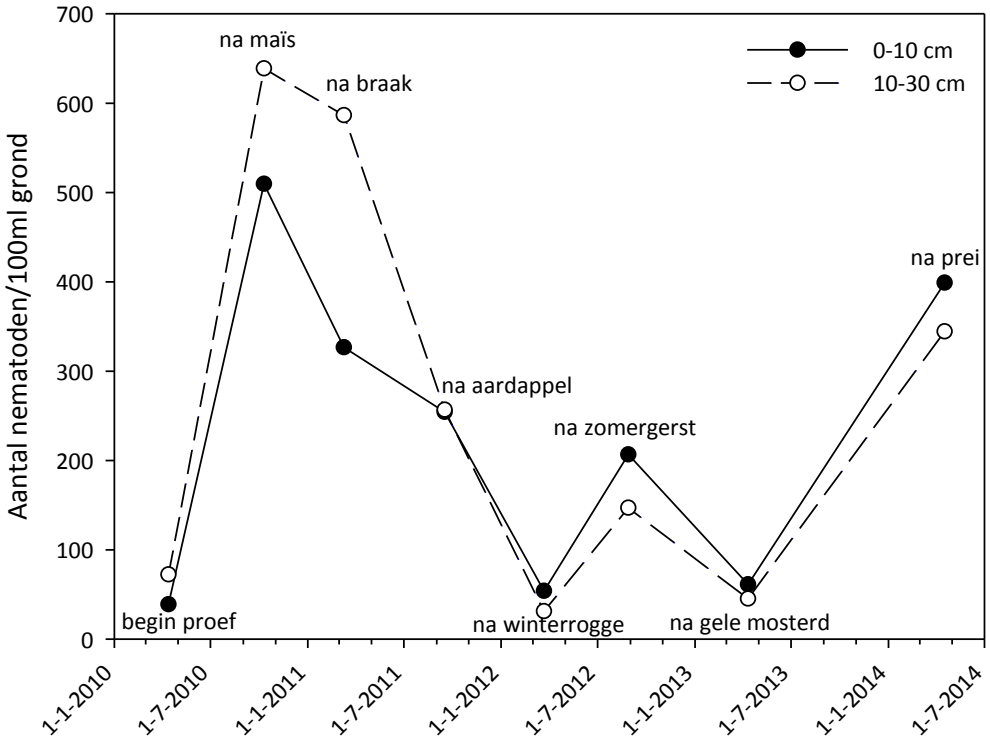
3.3.5 Ziektedruk

<u>Plantparasitaire nematoden</u>

Het proefveld blijkt redelijk wat lesieaaltjes (*Pratylenchus* spp.) te bevatten: vooral het wortellesieaaltje *P. penetrans* en het graanwortellesieaaltje *P. crenatus* waren in grote aantallen aanwezig. Ander nematoden die in alle plots werden aangetroffen waren *Tylenchorhynchus* spp., nematoden waarvan bepaalde soorten schade veroorzaken wanneer ze in zeer grote aantallen voorkomen, alsook diverse soorten Trichodoriden, die naast directe schade ook virussen kunnen overbrengen.

Een eerste evaluatie van de invloed van de verschillende behandelingen op de populatiedynamiek van nematoden werd uitgevoerd op het wortellesieaaltje *P. penetrans*. Deze soort is zeer belangrijk vanwege zijn schadepotentieel in allerlei teelten (aardappel, wortel, schorseneer, boon, aardbei, sierteelt…) en werd in alle plots aangetroffen, soms in hoge aantallen. De grote aantallen nematoden werden echter enkel vastgesteld in blok A en B en dit gedurende de 4 jaren. De lokale verspreiding van de

nematoden (binnen het perceel) was dus zeer beperkt, wat de geringe intrinsieke mobiliteit van aaltjes weergeeft. Het voorkomen van het wortellesieaaltje was vooral afhankelijk van de teelt (Figuur 3) en er konden voorlopig geen duidelijke behandelingseffecten aangetoond worden.



Figuur 3: Effect van de teelt op de populatieontwikkeling van het wortellesieaaltjes *Pratylenchus penetrans* in de bodem op 2 verschillende dieptes, gemiddeld genomen voor alle behandelingen (n = 2: plots A en B)

Dickeya solani in aardappel

Er was een duidelijk effect van drijfmesttype op de proliferatie van *Dickeya solani* in aardappel. De knollen waren in de varkensdrijfmestplots minder bacterieziek dan in de runderdrijfmestplots. Dit hangt mogelijk samen met de grotere N-inhoud in de knollen bij runderdrijfmest of met de hogere aanvoer van Ca (74 kg CaO/ha via runderdrijfmest vs 23 kg CaO/ha via varkensdrijfmest) wat plantencelwandafbrekende enzymes gestimuleerd zou kunnen hebben. Ook lakschurft kwam meer voor in de runderdrijfmestplots dan in de varkensdrijfmest plots. Voor oppervlakkige schurft en diepte schurft werden er geen verschillen gevonden.

3.3.6 Gewasgroei, -ontwikkeling en N- en P-opname

In de eerste twee groeiseizoenen werden er nog geen effecten van de behandelingen op verse en droge stofopbrengst van maïs en aardappel waargenomen. De N-inhoud, P-inhoud ($p<0.1$) en N-opname ($p<0.05$) van maïs was echter iets hoger in de geploegde behandelingen ten opzichte van de niet-geploegde behandelingen, terwijl de N-inhoud in de aardappelknollen hoger was in de runderdrijfmestplots ten opzichte van de varkensdrijfmestplots ($p<0.05$).

De droge stofopbrengst van zomergerstgraan (2012) was hoger voor runderdrijfmest dan voor varkensdrijfmest in de geploegde behandelingen en hoger voor de niet-kerende bewerkingen dan voor ploegen ($p<0.05$). Ook de droge stofopbrengst van het stro was hoger voor de niet-kerende behandeling ($p<0.01$). De betere groei in de niet-kerende behandelingen was al zichtbaar van in het begin van het groeiseizoen. De lagere opbrengsten in de geploegde varkensdrijfmestplots is wellicht (gedeeltelijk) te verklaren door het meer voorkomen van legering. De legervastheidsindex was immers over het algemeen hoger in de runderdrijfmestplots ten opzichte van de varkensdrijfmestplots en in de niet-kerende plots ten opzichte van ploegen. Dit ging dan weer samen met de hogere N-inhoud van het stro in de geploegde varkensdrijfmestplots ten opzichte de niet-geploegde en de runderdrijfmestplots. Gelijkaardig hiermee was ook de P-inhoud van stro en de N- en P-inhoud van graan hoger bij de geploegde behandeling in vergelijking met niet-ploegen en bij de varkensdrijfmestplots ten opzichte van runderdrijfmest.

Er waren geen effecten van de behandeling op de tussentijdse opbrengt van prei (augustus 2013), maar in november bleek de opbrengst hoger bij de geploegde behandelingen ten opzichte van de niet-geploegde ($p<0.05$). Er was geen effect van de behandelingen op de N- en P-inhoud in november ($p>0.1$), maar in lijn van de opbrengsten was de N- en P-opname hoger in de geploegde behandelingen ($p<0.05$).

3.4 Besluit

Het veldexperiment 'BOPACT' werd aangelegd om het langere termijn effect van bodemverbeterende maatregelen (compost en/of niet-kerende bodembewerking) op de bodemkwaliteit (fysisch, chemisch, biologisch) en ziektedruk te onderzoeken voor 2 belangrijke bemestingssystemen in Vlaanderen, met name bemesting gebaseerd op runderdrijfmest of op varkensdrijfmest.

Reeds in de eerste 4-jarige rotatie konden al effecten van de behandelingen waargenomen worden. Zoals verwacht zorgde niet-kerende bodembewerking voor een gelaagdheid van organische koolstof in de bodem. Door niet-kerende bodembewerking blijft het organisch materiaal immers bovenaan waardoor organische koolstof toeneemt in de toplaag (0-10 cm) ten opzichte van ploegen en afneemt in de laag daaronder (10-30 cm). Deze concentratie aan organische koolstof zorgde reeds voor een verhoging van de microbiële biomassa-C (0-10 cm) en van de aggregaatstabiliteit in de bovenste 5 cm van de bodem, wat de bodem meer weerbaar maakt tegen verslemping en erosie. Deze gelaagdheid kon ook al worden aangetoond voor totale stikstof en kalium.

Na 2 composttoepassingen was het organische koolstofgehalte reeds hoger in de compostplots dan in de niet-compostplots. Het hogere gehalte aan organische koolstof zorgde er op een aantal tijdstippen voor dat de minerale N-inhoud in het bodemprofiel hoger was in de plots waar compost werd toegediend. Ook was de microbiële biomassa-C in de toplaag hoger in plots waar compost was toegediend.

Er was nog geen duidelijk effect van de behandelingen op het voorkomen van het wortellesieaaltje *Pratylenchus penetrans*. Wel hangt de populatiedynamiek sterk af van de gekozen teelten. De proliferatie van *Dickeya solani* was lager in de varkensdrijfmestplots

in vergelijking met de runderdrijfmestplots, wat te verklaren zou kunnen zijn door de hogere N-inhoud van de aardappelknollen of de hogere aanvoer van Ca bij runderdrijfmest.

Er waren enkele effecten van bewerking en drijfmesttype op gewasopbrengst en nutriëntenopname, maar deze effecten waren niet systematisch en afhankelijk van de omstandigheden. Er werd nog geen effecten van compost op gewasopbrengst of nutriëntenopname waargenomen.

In het najaar van 2014, na de oogst van de kuilmaïs werd de proef, ditmaal in het kader van het EU Fertiplus-project, opnieuw uitgebreid bemonsterd. We zullen eveneens nagaan of compost, door zijn extra aanvoer van P, de bodem al gevoeliger heeft gemaakt voor P-uitspoelingsverliezen (zie ook Hoofdstuk 8 - Vanden Nest et al.). De proef wordt ook de komende jaren nog verder gezet.

3.5 Literatuurlijst

D'Hose, T., Ruysschaert, G., Heungens, K., Viaene, N., De Vliegher, A., Willekens, K., 2013. Soil organic matter management within the legal constraints of the fertilization laws – BOPACT field trial. In proceedings NUTRIHORT-conference (Nutrient management, innovative techniques and nutrient legislation in intensive horticulture for an improved water quality), Ghent (Belgium): p 314-321.

Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology and Biochemistry 35, 1231-1243.

Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N., Vandendriessche, H., 2012. *Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008-2011)*. Bodemkundige Dienst van België.

IUSS Working Group WRB, 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, p. 116.

4 NIET-KERENDE BODEMBEWERKING EN GROENBEMESTING IN DE BIOLOGISCHE LANDBOUW

Willekens K.[1], Van Gils B.[1], De Vliegher A.[1], Delanote L.[2], Beeckman A.[2], Vandecasteele B.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[2] *Inagro vzw, Rumbeke-Beitem*

4.1 HET PROJECT EN DE DOELSTELLINGEN

Het TILMAN-ORG-project (www.tilman-org.net) is een internationaal onderzoeksproject in het kader van CORE Organic II ERA-NET, gefinancierd door het Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling. TILMAN-ORG staat voor de Engelstalige projecttitel: "Reduced **TIL**lage and green **MAN**ures for sustainable **ORG**anic cropping systems", of vertaald: "Gereduceerde bodembewerking en groenbemesters voor duurzame biologische teeltsystemen".

De onderzoekspartners komen voornamelijk uit West-Europese landen: Zwitserland (FIBL), Duitsland (HMGU en Univ. Kassel), Nederland (LBI en WUR), Frankrijk (ISARA), België (ILVO en Inagro), Luxemburg (CRP-GL), Italië (CIRAA en SSSA), Spanje (Univ. Barcelona), Verenigd Koninkrijk (UNEW en ORC), Estland (EULS) en Oostenrijk (FIBL Austria).

Conserveringslandbouw staat voor een teeltsysteem dat zich toelegt op een minimum aan bodembewerking, een permanente bodembedekking en een ruime vruchtopvolging in het teken van een verbetering van bodem- en milieukwaliteit. Door productiviteitsvoordelen heeft dit systeem ingang gevonden in de gangbare landbouwpraktijk, in meer of mindere mate afhankelijk van land of regio. Voor de biologische landbouw houdt de aanname van dit systeem een aantal reële of vermeende uitdagingen in met betrekking tot onkruidbeheersing, het onderwerken van gewasresten en stromest en verlate stikstofbeschikbaarheid in het voorjaar. Groenbemesting, een maatregel die in de biologische landbouw in principe ruim wordt toegepast, is mogelijk minder gemakkelijk in te passen in een systeem met niet-kerende bodembewerking. Het Europese TILMAN-ORG project (www.tilman-org.net), waarin ILVO als Vlaamse partner optrad in samenwerking met de Afdeling Biologische productie van Inagro, stelde zich tot doel om technieken van niet-kerende bodembewerking en het aanwenden van groenbemesting te combineren om biologische teeltsystemen duurzamer te maken, met aandacht voor (1) een goede nutriëntenbenutting, (2) een doeltreffende onkruidbeheersing, (3) een hoge biodiversiteit en (4) meer koolstofopslag. ILVO was voor dit onderzoek actief op het vlak van nutriëntendynamiek en CO_2-emissie (bodemrespiratie) en legde daartoe een meerjarig proefopzet bodembeheer aan. Bij Inagro, Afdeling biologische productie, lag parallel een demonstratieve proefopzet aan.

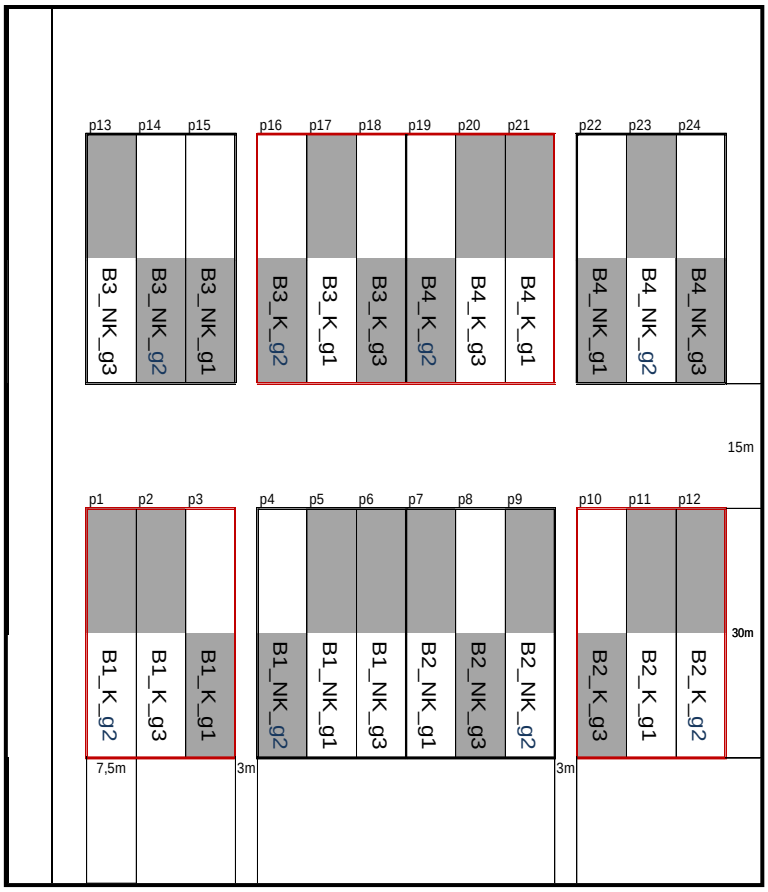
4.2 MATERIAAL EN METHODES

4.2.1 Proefuitvoering

Het proefperceel is eigendom van het ILVO. Het bevindt zich aan de Scheldeweg in Melle en beslaat een oppervlakte van ca 0,8 ha binnen een groter geheel van 1,6 ha dat in 2010 werd omgeschakeld naar biologische landbouw. Het betreft een zandleem bodem met samenstelling 66% zand, 20% leem en 14% klei. De gemiddelde jaarlijkse temperatuur bedraagt 10,5°C en de neerslag ca. 850 mm/jaar. In september 2010 werd een grasklaver-mengsel ingezaaid bestaande uit Engels raaigras, witte en rode klaver.

De veldproef loopt van begin 2012 tot eind 2013. De groeiseizoenen van 2012 en 2013 werden gekenmerkt door een normaal verloop in de zomer en herfst wat betreft de parameters temperatuur, neerslag en zonneschijnduur (bron: website KMI). In het voorjaar van 2012 werd het meerjarig proefopzet bodembeheer opgestart met de factoren bodembewerking en groenbemesting. In 2013 werd daar nog een derde factor aan toegevoegd, met name 'bodemverbeterende middelen'. De proef werd aangelegd volgens een split-split-plot design (Figuur 1).

In het voorjaar van 2012 werd gestart met de vernietiging van de grasklaver op ca 0,80 ha van het perceel, welke als groenbemester diende voor het volggewas prei. De vernietiging gebeurde op niet-kerende wijze door een oppervlakkige bewerking met een cultivator (Actisol®) met vleugels die op de tanden gemonteerd werden (Figuur 3). Daarbij werden drie verschillende strategieën gevolgd: een vroege vernietiging in maart na één maal de grasklaver geklepeld te hebben (g1), in mei na afvoeren van een volwaardige snede (g2) of na herhaald (3x) klepelen van een jong gewas (g3). Dit resulteerde in een verschillende stikstofinput met een verschillende timing (Tabel 1). De hoofdbodembewerking, vóór het planten van de herfstprei (ras 'Antiope') op 20 juni 2012, bestond uit ploegen versus een diepe niet-kerende bewerking met dezelfde cultivator maar zonder vleugels, en met enkel beitels op de tanden. Op deze manier verkregen we zes verschillende behandelingen. In deze proef met vier herhalingen geeft dit 24 plots van elk 7,5 m bij 30 m.



Figuur 1: PROEFPLAN; K: kerende bodembewerking en NK: niet-kerende grondbewerking, g1 - g3 varianten vernietigingswijze grasklaver groenbemester (2012) of dosering grasklaver maaimeststof (2013); grijze vlakken: bodemverbeterend middel; B1 tot B4: herhalingen (4 blokken)

In het voorjaar van 2013 werd de proef op gelijkaardige wijze voortgezet. Er was echter geen groenbemester aanwezig omdat de oogst van de prei in 2012 pas in december gebeurd was. Er werd een grasklaver-maaimeststof toegepast, volgens drie dosissen die in verhouding werden gesteld met de stikstofinput van de drie behandelingen uit 2012 (g1, g2 en g3) (Tabel 1). Deze maaimeststof bestond uit gehakselde, ingekuilde grasklaver die het jaar tevoren op het resterende deel van hetzelfde perceel geoogst werd. De plots kregen eenzelfde hoofdbodembewerking (kerend versus niet-kerend) als in 2012 vóór het planten van de knolselder (ras 'Rowena') op 16 mei 2013. Een extra factor in het experiment bestond uit het al dan niet toedienen in het voorjaar van boerderijcompost als bodemverbeterend middel, aan een dosis van 33 ton per hectare. De boerderijcompost werd bereid op het ILVO op basis van kippenmest, populierenschors, houtsnippers, grasmaaisel, hooi en stro. Met deze extra factor komen we tot 12 verschillende behandelingen. In vier herhalingen geeft dit 48 plots van 7,5 m bij 15 m (Figuur 1).

Tabel 1: Stikstofinput (kg N/ha) via de grasklaver groenbemester en maaimeststof in respectievelijk 2012 en 2013 voor de verschillende varianten qua groenbemesting g1, g2 en g3

	2012	2013
g1	108	96
g2	61	0
g3	194	191

4.2.2 Staalnames en analysemethodes

Het opvolgen van de stikstofdynamiek was een belangrijk onderdeel van het onderzoek. Zowel in 2012 als in 2013 gebeurden analyses van minerale stikstof (NO_3^- en NH_4^+) in bodemstalen genomen op vier verschillende tijdstippen in het groeiseizoen (s1-s4) voor de bodemlagen 0-10 cm, 10-30 cm en 30-60 cm, en bij de laatste staalname werd ook de 60-90 cm laag bemonsterd. De eerste staalname viel telkens vóór de bemesting en hoofdbodembewerking. In 2012 viel ook de tweede staalname vóór de hoofdbodembewerking. Gewasopbrengst en stikstofopname werden bepaald op het einde van het groeiseizoen (s4). Droge bulkdensiteiten van de verschillende bodemlagen werden bepaald in voor- en najaar voor de berekening van de minerale stikstofvoorraden.

Emissie van koolzuurgas (CO_2) uit de bodem, de zgn. bodemrespiratie, werd gemeten met een Li-COR 8100A systeem (Figuur 2). Dit is een draagbaar, automatisch gasanalysetoestel dat werkt via infrarode gasanalyse. Drie tot vier keer tijdens het groeiseizoen vonden er emissiemetingen plaats.

Figuur 2: gasanalyse toestel voor het meten van bodemrespiratie

4.2.3 Verloop van de proef

Voor een beter begrip van de cijfers qua minerale stikstofbeschikbaarheid doorheen het groeiseizoen en gewasopbrengsten (zie 4.3. Resultaten) vermelden we hier enkele ervaringen en waarnemingen bij de proefuitvoering.

Het niet-kerend vernietigen van de grasklaver met de Actisol in 2012 bleek een behoorlijke uitdaging. Na één werkgang moest de bewerking nog twee maal worden

herhaald om tot een succesvolle vernietiging te komen. Ook werd nog een rotoreg ingezet om de grond uit bovenop liggende wortelkluiten te slaan. Grasopslag deed zich meer voor in het niet-kerende gedeelte van de proef en ingeval van late vernietiging. Na een lichte aantasting door preimot werd de hele proef in augustus (2012) tweemaal behandeld met een biologisch middel: XenTari® (*Bacillus thuringiensis*). De aantasting heeft zich nadien niet meer doorgezet. De prei oogde gezond tot in het najaar. De manuele opbrengstbepaling vond plaats in oktober. De globale oogst gebeurde machinaal in december in relatief natte omstandigheden. Op dat moment kon de bodem niet meer bewerkt worden en werd er geen groenbemester ingezaaid. De bodem ging verdicht de winter in. Die verdichting werd in het voorjaar niet afdoende opgeheven bij een niet-kerende bodembewerking, waardoor de knolselder er niet dieper ging wortelen dan 15 cm. Bij ploegen bij de kerende bodembewerking kwam verdichte grond in de toplaag te zitten wat nadelig was voor de beginontwikkeling. Bladkleur en gewasstand zagen er bij aanvang beter uit in geval van niet-kerende bodembewerking. De knolselder in het geploegde gedeelte wortelde wel diep in, tot de ploegdiepte (30 cm). In de nazomer sloeg de bladvlekkenziekte het hardst toe in de niet-kerende variant. Er werden geen gewasbeschermingsmiddelen gebruikt tegen deze ziekte.

In beide jaren werd frequent aan mechanische onkruidbestrijding gedaan tussen en in de rijen met schoffels, de vinger- en octopuswieder en wiedeg. Voor onkruid in de rij werd er nog een aantal mandagen manueel gewied.

Figuur 3: Vernietiging van de grasklaverzode met een Actisol ® met vleugelscharen gemonteerd op de tanden

4.3 Resultaten en discussie

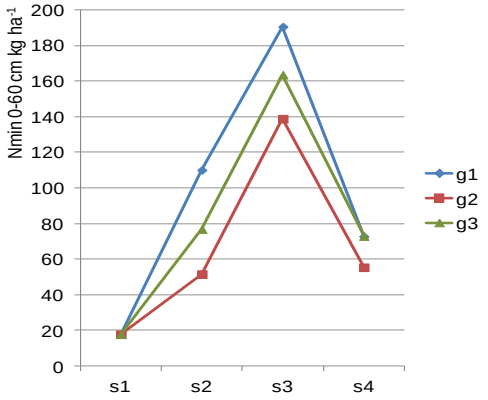
4.3.1 Grasopslag na vernietiging grasklaver

Na vernietiging van de grasklaver in het voorjaar van 2012 trad nog beperkte hergroei op van grassen in de proef. Op 15 juni 2012, kort voor de hoofdbodembewerking, was de ingeschatte bedekkingsgraad van gras gemiddeld 2,3%, 3,4% en 3,8% voor respectievelijk g1, g2 en g3. Op 1 augustus, ruim na de hoofdbodembewerking en het planten en ook al na enkele beurten mechanische onkruidbestrijding, werd het aantal graspollen per plot geteld voor de volledige proef. Plots die geploegd waren, kenden lage aantallen overlevende graspollen: minder dan 1 per 100m^2. Op plots die niet-kerend bewerkt waren, groeiden gemiddeld 9, 30 en 28 graspollen per 100m^2 voor respectievelijk g1, g2 en g3. Deze stonden voornamelijk in de gewasrijen. Hier is er dus een verschil tussen de vroege en de late vernietiging (maart versus mei), met betere resultaten voor de vroege vernietiging. Na het tellen in augustus werden de graspollen manueel verwijderd uit het gewas.

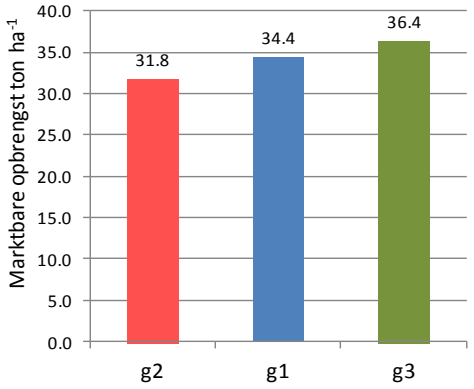
4.3.2 Stikstofdynamiek en gewasopbrengsten

In 2012 werd de hoogste stikstofbeschikbaarheid vastgesteld in de plots waar de grasklaver vroeg vernietigd was (g1) (Figuur 4). Vroege vernietiging leidde ook tot de hoogste stikstofresiduwaarden in het najaar (Willekens et al., 2014). Late vernietiging met herhaald klepelen (g3) gaf echter de hoogste marktbare opbrengst van het volggewas prei (Figuur 5). Late vernietiging met afvoeren van de snede (g2) kende de laagste stikstofbeschikbaarheid en de laagste preiopbrengst. Daar staat tegenover dat er al een voedersnede gewonnen werd. Het opbrengstverschil tussen g1 en g3 correspondeerde niet met het verschil tussen beide varianten qua stikstofbeschikbaarheid. De marktbare opbrengst van de prei in 2012 correspondeerde dus eerder met de hoeveelheid stikstof aangebracht door de grasklaver groenbemester dan met de minerale stikstofbeschikbaarheid in de bodem. Gemeten minerale stikstofvoorraden zeggen niet alles of zijn slechts één factor voor de opbrengst. Het synchroon verlopen van vrijstelling en opname kan maken dat bij een momentopname – bijv. een staalname - minder minerale stikstof in het bodemprofiel gemeten wordt.

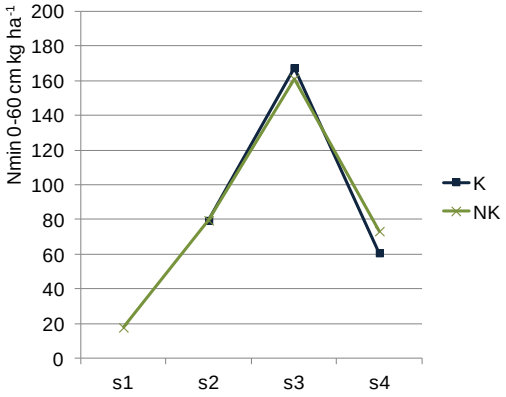
Tussen de varianten qua bodembewerking deden er zich in 2012 geen verschillen voor, noch qua stikstofbeschikbaarheid (Figuur 6), noch qua opbrengstniveau.



Figuur 4: Minerale stikstofbeschikbaarheid in de 0-60 cm bodemlaag doorheen het groeiseizoen onder prei in 2012 voor de verschillende varianten qua groenbemesting g1, g2 en g3; staalnamemomenten s1: 27/2, s2: 14/6, s3: 13/8 en s4: 30/10

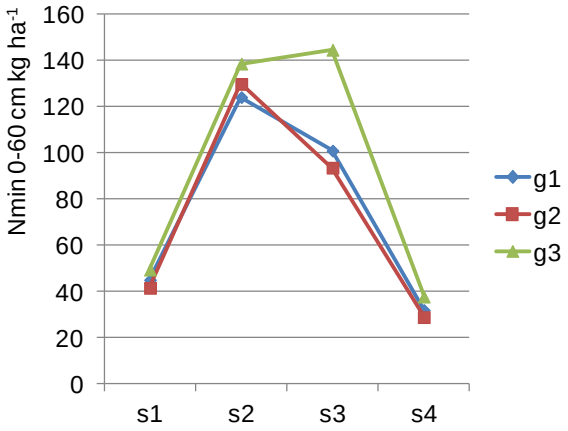


Figuur 5: Marktbare preiopbrengst voor de verschillende varianten qua groenbemesting g1, g2 en g3

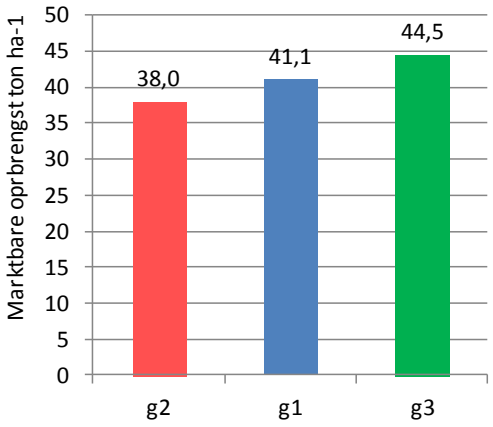


Figuur 6: Minerale stikstofbeschikbaarheid in de 0-60 cm bodemlaag doorheen het groeiseizoen onder prei in 2012 voor de verschillende varianten qua bodembewerking, kerend (K) versus niet-kerend (NK); s1 27/2, s2 14/6, s3 13/8 en s4 30/10

Bij de hoogste dosis maaimeststof in 2013 piekt de stikstofbeschikbaarheid duidelijk in de tweede helft van het groeiseizoen (Figuur 7). De maaimeststof verhoogde de opbrengst van knolselder in 2013, in evenredigheid met de toegepaste dosis (Figuur 8). Composttoepassing verhoogde de opbrengst met 18%, wellicht door een extra aanbod aan voedingsstoffen, meer bepaald fosfor en kalium.

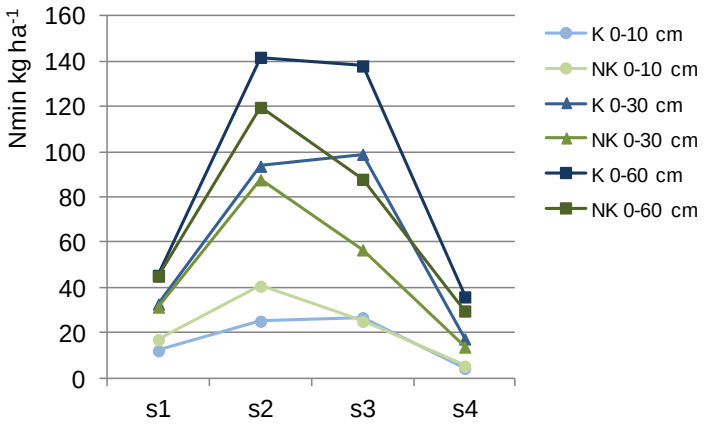


Figuur 7: Minerale stikstofbeschikbaarheid in de 0-60 cm bodemlaag doorheen het groeiseizoen onder knolselder in 2013 voor de verschillende varianten qua groenbemesting g1, g2 en g3; s1 19/3, s2 25/6, s3 26/8 en s4 20/11

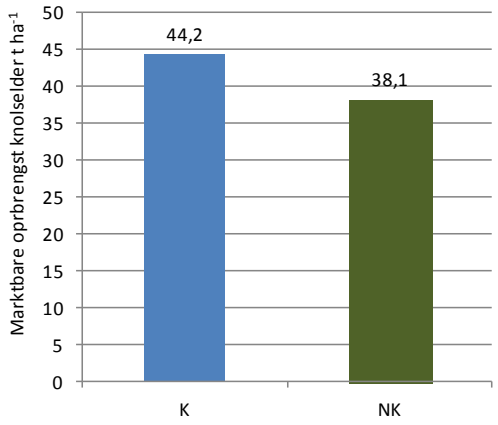


Figuur 8: Marktbare opbrengst knolselder voor de verschillende varianten qua groenbemesting g1, g2 en g3

De verdichting onderin de bouwlaag onder een niet-kerende bodembewerking leidde tot een lagere stikstofbeschikbaarheid in de 0-60 cm bodemlaag (Figuur 9) en een lagere opbrengst bij het volggewas knolselder (Figuur 10). Opmerkelijk is dat bij de tweede staalname de stikstofbeschikbaarheid in de 0-10 cm bodemlaag hoger lag bij de niet-kerende variant, wat overeenkomt met de waarneming dat bij de aanvang van de teelt de knolselder er beter bij stond op de plots met een niet-kerende bodembewerking.



Figuur 9: Minerale stikstofbeschikbaarheid in de 0-10, 0-30 en 0-60 cm bodemlagen doorheen het groeiseizoen onder knolselder in 2013 voor de verschillende varianten qua bodembewerking, kerend (K) versus niet-kerend (NK); s1 19/3, s2 25/6, s3 26/8 en s4 20/11



Figuur 10: Marktbare opbrengst knolselder voor beide varianten qua bodembewerking, kerend (K) versus niet-kerend (NK)

4.3.3 Bodemrespiratie

De verschillende varianten qua **groenbemesting** gaven aanleiding tot een verschillende bodemrespiratie (Tabel 2). De plots met vroege vernietiging van de grasklaver (g1), hebben reeds eerder mineralisatie ondergaan waardoor ze later in het jaar lager uitvallen. In 2013 correspondeerde het niveau van bodemrespiratie met de dosering van de grasklaver-maaimeststof.

Wat betreft de factor **bodembewerking**, werd er tot in de zomer van het tweede proefjaar een hogere bodemrespiratie gemeten op de proefvlakken die kerend bewerkt werden, maar bij aanvang van de herfst van dat jaar deed zich het omgekeerde voor.

Het lijkt een trend te zijn dat de bodemrespiratie op de plots die **compost** toegediend kregen steeds iets hoger ligt.

Tabel 2: Overzicht van de CO_2-respiratiemetingen (CO_2-flux µg m^{-2} s^{-1})

Jaar	Datum	Gewas	Groenbemesting			Bodembewerking		Compost	
			g1	g2	g3	K	NK	C0	C1
2012	2 mei	/	1,72	-	-	1,91	1,53	-	-
	23 mei	/	4,03	-	-	4,23	3,83	-	-
	6 aug	Prei	**2,76**	3,95	4,02	**3,81**	**3,35**	-	-
	10 okt	Prei	2,03	2,57	2,18	2,31	2,21	-	-
2013	27-28 juni	Knolselder	2,99	2,35	4,20	3,60	2,76	3,05	3,31
	1-2 aug	Knolselder	5,53	4,90	6,77	6,24	5,23	5,29	6,18
	26-27 sept	Knolselder	3,27	2,83	3,11	**2,63**	**3,51**	3,04	3,10

Vetgedrukte tekst: significante verschillen ($p < 0,05$)

g1, g2 en g3: verschillende wijze en timing van groenbemester vernietiging (2012) of verschillende dosis maaimeststof (2013)

NK: niet-kerende bodembewerking ; K: kerende bodembewerking (ploegen)

C0: geen composttoepassing; C1: composttoepassing (33t/ha)

4.4 Conclusies

Grasklaver heeft een groot potentieel voor het aanbrengen van stikstof in biologische teeltsystemen, als groenbemester en als maaimeststof. Dit onderzoek toonde aan dat het beheer van de grasklaver vóór vernietiging en de timing van de vernietiging bepalend zijn voor de benutting door het volggewas van de stikstof die vrijkomt uit de groenbemester.

Ook werd vastgesteld dat niet-kerende bodembewerking op lichte gronden slechts kans op slagen heeft ingeval de bodemverdichting door oogstwerkzaamheden in het najaar voldoende wordt opgeheven, bij voorkeur met inzaai van een groenbemester die zich nog voldoende ontwikkelt. In die zin gaan niet-kerende bodembewerking en groenbemesting hand in hand voor het realiseren van goede gewasproducties.

TILMAN-ORG
A European Network

4.5 Literatuurlijst

Bert Van Gils, Koen Willekens, Lieven Delanote, Annelies Beeckman (2013) Onderzoek naar niet-kerende bodembewerking en groenbemesters: resultaten veldproeven 2012. CCBT BIOpraktijk feb2013, p 13-15.

Bert Van Gils, Koen Willekens, Lieven Delanote, Annelies Beeckman (2014) Onderzoek naar niet-kerende bodembewerking en groenbemesters: resultaten veldproeven 2013. CCBT BIOpraktijk apr2014, p 9-11.

Koen Willekens, Bert Van Gils, Alex De Vliegher, Lieven Delanote, Annelies Beeckman, Bart Vandecasteele (2014) Nitrogen utilisation from a grass-clover sward by a leek crop as affected by tillage practices. In: Rahmann, G., Aksoy, U. (Eds.): Building Organic Bridges. Proceedings of the 4th ISOFAR Scientific Conference at the Organic World Congress 2014, 13-15 October, Istanbul, Turkey. Thuenen Report 20, Braunschweig, Germany, pages 57-60.

5 BODEMBEHEER IN FUNCTIE VAN ZIEKTEWEERBAARHEID

Debode J.[1], De Tender C.[1], Wesemael W.[1], Viaene N.[1], Van Vaerenbergh J.[1], Heungens K.[1], Willekens K.[1], D'Hose T.[1], Ruysschaert G.[1], Vandecasteele B.[1], Maes M.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

5.1 INLEIDING

Gewasbescherming wordt momenteel nog grotendeels met chemische gewasbeschermingsmiddelen uitgevoerd. Het is echter steeds duidelijker dat het gebruik van sommige middelen ernstige gevolgen heeft voor ons ecosysteem, bv. door de aanwezigheid van residu's op voedingsmiddelen of door de verontreiniging van water en bodem. Daarom wordt getracht om de inzet van chemische middelen te verminderen door 'Integrated Pest Management' (IPM) strategieën toe te passen, waarbij de nadruk op de groei van gezonde gewassen gelegd wordt, met een minimale verstoring van de landbouwecosystemen en de aanmoediging van natuurlijke ziekte- en plaagbeheersing. De natuurlijke beheersing van bodemziekten en -plagen is direct verbonden met het bodembeheer, dat op zijn beurt ook een invloed kan hebben op de algemene gezondheid en resistentie van de plant en dus indirect zorgt voor de beheersing van bovengrondse ziekten en plagen.

Kan je de ziekteweerbaarheid van het gewas verhogen door een goede bodemkwaliteit? Kunnen we het aantal ziekteverwekkende bodemorganismen doen dalen door bodembeheer? Welke bodemparameters zijn bepalend? Zijn ze te beïnvloeden? Hoe kunnen de nieuwste technieken bijdragen tot een preciezere karakterisatie van het bodemleven?

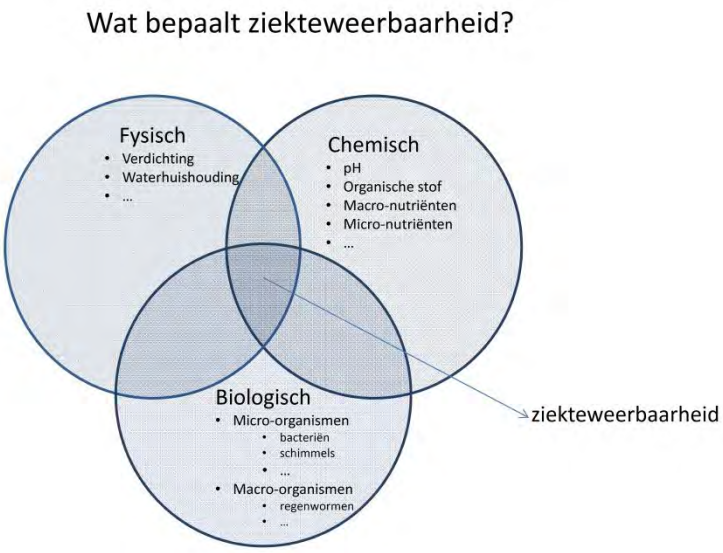
Box 1: ILVO-onderzoeksvragen omtrent bodembeheer in functie van ziekteweerbaarheid

Binnen het ILVO-onderzoek willen we bodembeheer in die mate kunnen uitvoeren dat bodem en plant een hoge natuurlijke weerbaarheid hebben met als gevolg een lage behoefte aan chemische gewasbescherming. Om dit te bereiken is het belangrijk dat het mechanisme van natuurlijke weerbaarheid van bodem en plant begrepen wordt.

5.2 PARAMETERS EN MECHANISMEN BEPALEND VOOR NATUURLIJKE ZIEKTEWEERBAARHEID

Ziekteweerbaarheid wordt gestuurd door drie grote pijlers: de biologie van de bodem en de plant (zowel micro- als macro-organismen), de fysische bodemeigenschappen (bv. structuur) en de chemische bodemeigenschappen (bv. pH, nutriënten,….) (Figuur 1). Deze drie parameters zijn met elkaar verbonden en beïnvloeden elkaar. Dit verband wensen we te onderzoeken en in kaart te brengen, waarbij we voornamelijk inzetten op de micro-

organismen (van zowel bodem als plant) en op de fysische en chemische eigenschappen van de bodem.



Figuur 1: Parameters bepalend voor ziekteweerbaarheid

Veel van de mechanismen van natuurlijke ziekteweerbaarheid zijn nog niet bekend maar het staat vast dat een divers en rijk bodemleven belangrijk is. De enorme diversiteit van organismen in de bodem en hun onderlinge competitie voor het beschikbare voedsel maken dat ziekteverwekkers zich niet zo gemakkelijk kunnen vestigen, zich minder kunnen vermeerderen of zelfs in aantal afnemen. Daarnaast zijn er vele groepen micro-organismen of bodemfauna bekend die de groei of ontwikkeling van ziekten en plagen specifiek remmen of predateren op deze organismen. Zo zijn er bacteriën (vb. *Pasteuria penetrans*) en schimmels (vb. *Pochonia chlamydosporia*) die plantparasitaire nematoden parasiteren; entomopathogene nematoden die schadelijke insecten doden; of bacteriën (vb. *Paenibacillus polymyxa*) die de groei van pathogene schimmels kunnen remmen door productie van antibiotica en enzymen.

Een heel specifieke niche in de bodem is de rhizosfeer van de plant, de nauwe bodemzone rond de plantwortels, die onder invloed staat van de plant (< 1mm). Deze rhizosfeer kan tot 10^{11} microbiële cellen bevatten per gram bodem en de samenstelling van dit rhizosfeer-microbioom[1] speelt een cruciale rol in plantgezondheid door onder meer de aanwezigheid van nuttige organismen die de ziekteverwekker aanpakken. Daarnaast kunnen er ook organismen zijn die de groei van de plant bevorderen en resistentie bij de plant opwekken, de zogenaamde '*plant growth promoting rhizobacteria*' (PGPR). De chemische componenten geproduceerd en uitgescheiden door de wortel, de wortelexudaten, en de bodemsamenstelling sturen de samenstelling van het rhizosfeer-microbioom. In het ILVO-onderzoek focussen we voornamelijk op de bodemsamenstelling

[1] Microbioom = het totaal aan microben (bacteriën, schimmels, virussen,…)

en meer bepaald op de fysicochemische eigenschappen van de bodem zoals o.a. pH en organisch stofgehalte. Hierbij wordt de vraag gesteld hoe efficiënt bodembeheer de bodemsamenstelling en bijgevolg de rhizosfeer-microbiologie kan sturen, zodat er een hoge natuurlijke ziektewering optreedt. Daarnaast gaan we ook na of we door bodembeheer het aantal ziekteverwekkende bodemorganismen kunnen doen dalen.

5.3 MEETMETHODEN VOOR ZIEKTEWEERBAARHEID

5.3.1 Biotoetsen

Biotoetsen zijn plantenproeven waarbij pathogenen (ziekteverwekkers) onder gecontroleerde omstandigheden worden toegevoegd aan planten of bodem en waarbij de reacties van plant of pathogeen worden bestudeerd. We gebruiken deze biotoetsen om de effectiviteit van bodembeheer op ziekteweerbaarheid te evalueren. Per behandeling wordt de graad van ziekte/aantasting geëvalueerd en vergeleken met een controlebehandeling. Daarvoor moeten de biotoetsen geoptimaliseerd worden in functie van de combinatie van pathogeen en plant. Op ILVO worden voor diverse pathogenen optimale pathogeenvermeerdering, inoculatiemethodieken en klimaatsomstandigheden bepaald waarbij we rekening houden met de diversiteit binnen de pathogeenpopulatie (verschillen in agressiviteit of pathotypes). Voorbeelden hiervan zijn de biotoetsen ontwikkeld voor *Rhizoctonia solani* bij maïs (wortelrot, Figuur 2) en sla (smet), *Botrytis cinerea* bij aardbei (vruchtrot), *Puccinia horiana* bij chrysant (roest), *Meloidogyne chitwoodi* bij boon en wortel (wortelknobbelaaltjes), *Globodera* spp. bij aardappel (aardappelcysten) en *Otiorhynchus sulcatus* bij taxus (taxuskever).

Figuur 2: *Rhizoctonia solani* biotoets van maïs zaailingen (links = gezond, rechts = ziek). De lengte van de wortels en de bruine lesies op de wortels dienen als ziekte-indicator

5.3.2 Veldproeven

Biotoetsen zijn relatief snel uit te voeren en gebeuren onder gecontroleerde omstandigheden. In een verdere fase van het onderzoek is het echter belangrijk om het effect van bodembehandelingen ook te testen onder veldomstandigheden.

Het effect van jaarlijkse toepassing van boerderijcompost op het voorkomen van plant-parasitaire nematoden werd onderzocht op de Boerderijcompostproef van UGent (Vakgroep Plantaardige Productie) en dit zes en zeven jaar na de start van de proef (zie Hoofdstuk 1– D'Hose et al.; D'Hose et al. 2014). Het effect van drijfmesttype (runder- vs

varkensdrijfmest), bodembewerking (ploegen vs niet-kerend) en composttoepassing op het voorkomen van ziektes wordt in de BOPACT-proef opgevolgd. Hierbij gaat speciale aandacht naar plantparasitaire nematoden en de pathogene bodemschimmel *Verticillium dahliae*. In de aardappelteelt werd een besmetting met de plantpathogene bacterie *Dickeya solani* aangebracht (zie Hoofdstuk 3 – Ruysschaert et al.).

5.3.3 Bodem- en rhizosfeer microbiologie

Zoals eerder vermeld, bestaat er een nauw verband tussen ziekteweerbaarheid en micro-organismen in de bodem en de rhizosfeer. Hieronder worden de verschillende technieken beschreven die op ILVO gebruikt worden om deze micro-organismen te bestuderen.

Phospholipid Fatty Acid (PLFA)

Met deze methode worden de fosfolipide vetzuren aanwezig in een bodemstaal geanalyseerd d.m.v. gaschromatografie. Fosfolipide vetzuren zijn aanwezig in alle membranen van levende wezens en bepaalde vetzuren zijn specifiek voor bepaalde microbiële groepen (gram+ en gram- bacteriën, schimmels, mycorrhiza,…). De resultaten geven niet alleen informatie over welke groepen aanwezig zijn en verschuiven door bodembeheer, maar geven ook informatie over de totale biomassa in de bodem en de schimmel-bacterie verhouding.

Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE)

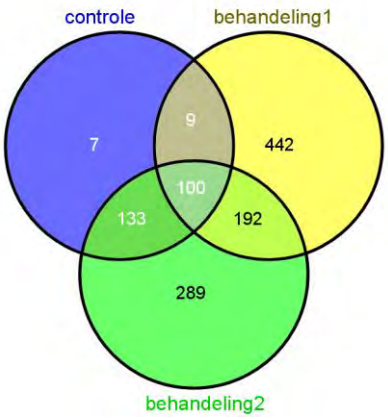
DGGE wordt gebruikt voor de analyse van de genetische diversiteit van een specifieke microbiële groep, bv. (stikstof-fixerende) bacteriën of schimmels. Hierbij wordt een stukje DNA vermeerderd dat typisch voorkomt binnen de specifieke microbiële groep. De genetische samenstelling van dit DNA wordt dan in kaart gebracht in de vorm van een bandenpatroon. Het aantal banden is een weerspiegeling van het aantal 'groepen' (diversiteit) en de intensiteit van een band is een maat voor de relatieve aanwezigheid van de betreffende groep. Met deze techniek kunnen enkel de meest voorkomende groepen in de gemeenschap worden weergegeven. Binnen het ILVO werd de techniek in het verleden veelvuldig gebruikt om de microbiële gemeenschappen in en op planten te bestuderen (Maes et al., 2006; 2009; Debode et al., 2013)

Next Generation Sequencing (NGS)

Met Next Generation Sequencing technologieën kunnen de DNA-sequenties of het volledige transcriptoom[2] van een bodempopulatie bepaald worden. Vervolgens worden met bio-informatica methoden de functies of de expressie van de aanwezige gen- of genoomsequenties geanalyseerd, of de genetische diversiteit tussen behandelingen vergeleken. In oktober 2013 startte ILVO een groot interdisciplinair project, het GA-Genomics project (www.ilvogenomics.be), waarin onder meer de rhizosfeer van aardbei en sla onderzocht wordt in relatie tot ziekteweerbaarheid. Hierbij werden in eerste

[2] Transcriptoom = de totale hoeveelheid aan RNA-molecules

instantie 16S rRNA genen vermeerderd voor taxonomische karakterisatie van de bacteriële groepen aanwezig in de rhizosfeer van planten opgegroeid in verschillende bodemsamenstellingen. Hierbij werd vastgesteld dat bodembehandelingen grote verschuivingen kunnen veroorzaken in de bacteriële groepen aanwezig in de rhizosfeer (Figuur 3). Met deze techniek kunnen we veel dieper in de gemeenschap kijken dan met DGGE, ook naar minder voorkomende groepen. Binnenkort zal binnen het GA-Genomics project overgegaan worden naar metatranscriptomics om naast de bacteriële samenstelling ook een idee te krijgen van de metabolische functies die deze bacteriën uitvoeren in de rhizosfeer.



Figuur 3. Het aantal unieke en gedeelde bacteriële groepen aanwezig in de rhizosfeer van aardbei per bodembehandeling t.o.v. de controle behandeling

Microscopie: de *RUSCH-test*

Met behulp van microscopie wordt het aantal bacteriën in een bodemextract geteld. De bacteriën worden op twee verschillende manieren uit de bodem geëxtraheerd. Het extractiemiddel van techniek 1 is een zoutoplossing, wat het tellen en detecteren van coccen mogelijk maakt (t1). Deze coccen zijn bacteriën die instaan voor de vertering van verse organische stof. Het extractiemiddel van techniek 2 is een oplossing van zout plus suikers. Met de toevoeging van suikers wordt de afgifte van exudaten door de wortels in de bodem nagebootst wat resulteert in een activering van staafvormige, voor de plantengroei nuttige, bacteriën. Met deze techniek worden zowel de coccen als de staafjes geteld (t2). Hoe groter de verhouding tussen beide tellingen (t2/t1) of hoe groter het verschil tussen beiden (t2-t1), hoe beter de biologische bodemkwaliteit is.

Hoewel de RUSCH-test ingang heeft gevonden als indicator voor bodemdiversiteit in de biologische teelt is er nog weinig onderzoek gedaan naar de wetenschappelijke waarde van deze methode. Sinds april 2014 is er daarom een project opgestart gecoördineerd door het CCBT (CoördinatieCentrum praktijkgericht onderzoek en voorlichting Biologische Teelt), waarbij ILVO partner is. Eén van de doelstellingen binnen dit project is de wetenschappelijke waarde van de RUSCH-test te onderzoeken door de resultaten van deze techniek te vergelijken met de PLFA- en DGGE-techniek.

Voor- en nadelen van de technieken

De hierboven besproken technieken, gaande van de zeer eenvoudige microscopische test (RUSCH) tot de heel geavanceerde NGS-bioinformatie technieken hebben voor- en nadelen (Tabel 1). De kostprijs van de techniek is gecorreleerd met de hoeveelheid informatie die verkregen wordt en met de complexiteit van de analyse en verwerking van de resultaten. Afhankelijk van het type onderzoek worden de technieken geselecteerd en gebruikt.

Tabel 1: Overzicht van de verschillende technieken en projecten op ILVO voor het bestuderen van bodem- en rhizosfeer microbiologie

Techniek	Methode	Wie?	ILVO projecten	Complexiteit/kostprijs/ info
RUSCH	Microscopie	**Bacteriën**	CCBT	+
PLFA	Vetzuren	**Grote groepen** Bacteriën, schimmels, actinomyceten, mycorrhizae, bacterie/schimmel, totale biomassa	CCBT, Fertiplus	+++
DGGE	DNA/RNA Vb. bacteriën (16S) of schimmels (18S of ITS)	**1 specifieke** groep (vb. bacteriën) naar keuze (enkel veel voorkomende)	CCBT, Fertiplus, GA-Genomics	+++
NGS		**1 specifiek groep** (vb. bacteriën) naar keuze (ook laag voorkomende & functies)	GA-Genomics	++++

De nematodenpopulatie

De hierboven beschreven technieken worden voornamelijk gebruikt om bacteriën en/of schimmels te bepalen in de bodem, maar ook plant-parasitaire en vrijlevende nematoden zijn een indicator voor bodemgezondheid/bodemkwaliteit (Hoofdstuk 1 – D'Hose et al.). Het ILVO beschikt dan ook over de nodige expertise om de totale nematodenpopulatie in bodemstalen te bepalen. Hierbij worden de nematoden uit de grond en wortels geëxtraheerd door zonale centrifugatie. Daarna worden alle nematodegroepen morfologisch geïdentificeerd met behulp van de microscoop en worden DNA-gebaseerde technieken gebruikt.

5.3.4 Fysico-chemische analyse van de bodem

Ziekteweerbaarheid wordt niet alleen bepaald door de microbiologie van de bodem en de plant, maar staat ook in interactie met de fysico-chemische eigenschappen van de bodem (Figuur 1). ILVO beschikt over een BELAC-geaccrediteerd labo voor plant- en bodemanalyses, en is ook een erkend labo voor bodemanalyses in het kader van het mestdecreet. Het labo heeft ook expertise in het uitvoeren van chemische en fysische compost- en substraatanalyses (zie ook Hoofdstuk 12. Vandecasteele et al.). De courant uitgevoerde bodemanalyses worden vermeld in Tabel 2. Via deze analyses kunnen we inzicht verwerven in de algemene bodemeigenschappen (bijvoorbeeld de pH en het gehalte aan organische koolstof), de nutriëntendynamiek in de bodem (bijvoorbeeld voor N en P) en de nutriëntengehalten opgenomen in de gewassen zelf.

Tabel 2: Overzicht van de courant uitgevoerde bodemanalyses bij ILVO

Analyse	G/NG/E	Analysemethode
NO_3-N	G, E	ISO 14256-2, 1:5 extractie in 1M KCl, meting met FOSS FiaStar 5000
NH_4-N	G, E	ISO 14256-2, 1:5 extractie in 1M KCl, meting met FOSS FiaStar 5000
DS	NG, E	BAM/deel1/03
OC	G, E	ISO 10694, meting met TOC-analyser Skalar Primacs SLC
pH-KCl	G	ISO 10390, 1:5 extractie in 1M KCl
Fe_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
K_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
Mg_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
Ca_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
Mn_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
Na_Amlact	NG	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
P_Amlact	NG, E	BAM/deel1/11, 1:5 extractie amm.-lactaat, meting met ICP-OES
Pox	NG, E	BAM/deel 1/08: oxalaat-extraheerbare P, meting met ICP-OES
FBV	NG, E	BAM/deel 1/08 (FBV: fosfaatbindend vermogen)
FVG	NG, E	BAM/deel 1/08 (FVG: fosfaatverzadigingsgraad)
HWC	NG	HWC: hot water extractable carbon
HWP	NG	HWP: hot water extractable P
P_org	NG	extractie: Bowman en Moir - Meting: ICP-OES
P_$CaCl_2$	NG	extractie: 0.01M CaCl2 - Meting: ICP-OES (NEN5704)
Ndumas	NG	Totale N volgens Dumas via ISO 13878

G = geaccrediteerde analyse

NG = niet geaccrediteerde analyse

E = erkenning voor VLM-Mestbank voor het pakketten bodem-N, bodem-P en bodem-andere

BAM = Bemonsterings- en analysemethodes voor bodem in het kader van het mestdecreet

5.4 BODEMBEHEERSMAATREGELEN DIE ZIEKTEWEERBAARHEID STIMULEREN

Tot op heden zijn er nog geen sturingsmogelijkheden van het bodembeheer om ziekteweerbaarheid te waarborgen. Uitgebreid onderzoek is hiervoor noodzakelijk. ILVO zet in op 2 strategieën: het toevoegen van organisch materiaal aan de bodem en aangepaste bodembewerkingen.

5.4.1 Het toevoegen van organisch materiaal

Het toevoegen van organisch materiaal aan de bodem stimuleert het bodemleven, wat in het algemeen gunstig is voor de natuurlijke ziekteweerbaarheid. Er is ook organisch materiaal dat bepaalde groepen van het bodemleven stimuleert (vb. chitine) of bepaalde componenten afscheidt die een effect hebben op het microbieel leven (vb. glucosinolaten) en zodoende meer specifieke aspecten van ziekteweerbaarheid verhogen. Organisch materiaal draagt ook bij tot de opbouw van bodem organische stof, wat ook gunstig is voor de chemische en fysische bodemeigenschappen, waardoor de ziekteweerbaarheid indirect wordt beïnvloed. Enkele voorbeelden van organisch materiaal die op ILVO worden onderzocht zijn: compost, biochar, chitine en groenbedekkers.

Compost & biochar

Het effect van het onderwerken van biochar, compost, gecomposteerde biochar en biochar gemengd met compost op ziekteweerbaarheid wordt onderzocht in het kader van het Europese project Fertiplus (www.fertiplus.com en Hoofdstuk 6 – Nelissen et al.). Biotoetsen worden uitgevoerd met aardbei en sla en de pathogene schimmels *Botrytis cinerea* en *Rhizoctonia solani*, met aardappel en de aardappelcystenaaltjes *Globodera rostochiensis* en *G. pallida* en met boon en wortel en het wortelknobbelaaltje *Meloidogyne chitwoodi*. Eerste resultaten geven aan dat de populatie van *M. chitwoodi* geremd wordt in zijn groei in bodem waaraan compost werd toegevoegd. Dit positieve effect leek echter niet aanwezig te zijn wanneer ook biochar aan de bodem werd toegevoegd. Hetzelfde werd vastgesteld voor aardappelcysten op aardappel (Ebrahimi et al., 2014). Biochar bleek weinig effect te hebben op *Rhizoctonia solani* bij sla, maar kon wel de ziekteweerbaarheid tegen *Botrytis cinerea* bij aardbei verhogen (Debode et al., 2014).

Het ziektewerende vermogen van compost tegen bovengrondse ziekten en plagen bij aardbei werd in het verleden op het ILVO aangetoond door Bobev et al. (2004). In de Boerderijcompostproef bleek jaarlijkse toepassing van 50 m³ boerderijcompost het aantal plant-parasitaire nematoden met 28% te doen dalen (zie Hoofdstuk 1 – D'Hose et al.; D'Hose et al. 2014). Compost kan echter heel erg variëren in samenstelling en eigenschappen (zie ook Hoofdstuk 12 – Vandecasteele et al.) en levert ook nutriënten aan, en bijgevolg is het moeilijk om het effect van de ziektewerende werking te voorspellen. Daarom zet ILVO momenteel in op het grondig fysisch, chemisch en biologisch karakteriseren van composten en de bodem- of substraatsamenstelling. Op deze manier trachten we te achterhalen welke van deze gekarakteriseerde parameters de ziektewering van compost bepalen.

Drijfmesttype

In de BOPACT-proef wordt onder meer het effect van drijfmesttype onderzocht. In de aardappelen werd een inoculatie van *Dickeya solani* aangebracht (+/- 5% van de poters). De proliferatie van de *Dickeya* bacterie in de aardappelplanten en -knollen was groter in de behandelingen met runderdrijfmest dan in de behandelingen met varkensdrijfmest. Dit is mogelijk toe te schrijven aan de hogere N-inhoud van de knollen in de runderdrijfmestplots of aan de hogere aanvoer van Ca (74 kg CaO/ha via runderdrijfmest vs 23 kg CaO/ha via varkensdrijfmest) wat plantencelwandafbrekende enzymes gestimuleerd zou kunnen hebben. Ook het optreden van lakschurft (*Rhizoctonia*) was groter in de runderdrijfmestplots (zie Hoofdstuk 3 – Ruysschaert et al.).

Chitine

Chitine is een niet-toxisch, biologisch afbreekbaar polymeer dat aanwezig is in de celwand van schimmels en het exoskelet van geleedpotigen zoals insecten en schaaldieren (Figuur 4). Chitine wordt in de bodem omgezet tot chitosan, dat ziektewerende eigenschappen heeft en resistentie kan induceren. Op ILVO is onderzoek lopende waarbij chitine en chitosan worden gebruikt bij biotoesten met sla en aardbei om het ziektewerende vermogen tegen schimmel- en bacterieziektes na te gaan. Daarnaast wordt ook onderzocht in hoeverre de combinatie van het onderwerken van chitine samen met bacteriën en schimmels, die van nature chitine kunnen afbreken, de ziekteweerbaarheid nog kan verhogen.

Het inzetten van zuivere chitine en chitosan in de landbouw is niet mogelijk omdat het opzuiveringsproces van deze producten uit insecten of schaaldieren momenteel een duur proces is. In de praktijk kan chitine in de landbouw worden ingezet door afvalproducten die chitine bevatten (vb. bijproducten na verwerking van schaaldieren) te valoriseren. Zo evalueert het ILVO een compost op basis van krabafval en dennenschors naar de ziekteweerbaarheid tegen aardappelcysten aaltjes (Ebrahimi et al., 2014). Dit gebeurt in samenwerking met een Iers bedrijf dat de composteringsprocedure heeft ontwikkeld.

Figuur 4. Schaaldierenafval (links) waaruit chitine (rechts) wordt opgezuiverd

Groenbedekkers

Het ziektewerend effect van het onderwerken van groenbedekkers in de bodem wordt toegeschreven aan het stimuleren van het algemeen bodemleven door het onderwerken van organische stof. Voor groenbedekkers die tot de kruisbloemigen behoren (vb. bladrammenas) treedt er nog een bijkomend mechanisme op. Deze plantenfamilie bevat immers glucosinolaten. Dit zijn in water oplosbare organische verbindingen die bestaan uit zwavel en stikstof en een groep gevormd uit glucose. Planten gebruiken deze stof als een natuurlijk pesticide en als verdediging tegen planteneters. Isothiocyanaten ontstaan wanneer een enzym (myrosinase) de glucosinolaten omzet. Door het onderwerken van deze gewassen in de bodem worden isothiocyanaten vrijgesteld. De werking van isothiocyanaten is vergelijkbaar met de werkzame stof metamnatrium (chemische natte grondontsmetting) en zodoende ziektewerend tegen bodemschimmels en nematoden. ILVO onderzocht de aanwezigheid van glucosinolaten in bladrammenas. Hierbij werd aangetoond dat glucosinolaten die aanwezig zijn in de wortels tijdens de groeiperiode worden vrijgesteld aan de bodem (Wesemael et al., 2012). Door het inwerken van bovengronds plantenmateriaal wordt het glucosinolaatgehalte in de bodem verhoogd gevolgd door een snelle afbraak. Onder veldomstandigheden in het najaar gebeurt deze afbraak vermoedelijk trager dan wat in dit onderzoek in groeikamers werd vastgesteld. De gassen kunnen langer worden vastgehouden in de bodem door het toerollen van de bodem na het inwerken van bladrammenas. Hoe groter de bladmassa, hoe hoger het glucosinolaatgehalte dat kan worden ingewerkt. Tijdens een veldproef in het najaar werd geen significant verschil in de afname van de *M. chitwoodi* populatie vastgesteld tussen het inwerken en niet inwerken van bladrammenas. Wanneer de populatie van *M. chitwoodi* laag is zal het inwerken van bladrammenas voor de winter geen bijkomend reducerend effect hebben. Mogelijk is dit wel zo bij hoge aantallen *M. chitwoodi* maar dit dient verder te worden onderzocht.

In een veldproef met gele mosterd werd een afname van het aandeel plantparasitaire nematoden vastgesteld in de totale nematodenpopulatie, terwijl het aandeel nuttige nematoden toenam (Valdes et al., 2012a). Er was echter geen direct effect op de aantallen aardappelcystenaaltjes (*G. rostochiensis)* (Valdés et al., 2011,2012a&b) in een zwaar besmet veld. In laboproeven werd vastgesteld dat de extracten van een aantal groenbedekkers de juvenielen zelfs stimuleerden om uit de cysten te ontluiken. De extracten hadden echter een vertragend effect op de beweging van de juvenielen en deze hadden meer problemen om de wortels van de waardplant te lokaliseren en binnen te dringen. Mogelijk kan dit bij lage besmettingsniveaus in het veld toch leiden tot een afname in de cystepopulatie. Bovendien kan het inwerken van gele mosterd door een wijziging van het bodemleven (bijv. een toename van de nuttige nematoden) en een verbetering van de bodemkwaliteit een betere tolerantie van aardappelen tegen *G. rostochiensis* in de hand werken met een grotere oogst tot gevolg.

Om een optimaal effect te hebben moet echter voldoende biomassa aan groenbedekker voorradig zijn en dit is niet altijd haalbaar wanneer groenbedekkers laat worden ingezaaid. Bovendien is het effect van inwerken op plant-parasitaire nematoden groter in de warmere perioden van het jaar. ILVO zet in op de ontwikkeling van aaltjesresistente

groenbedekkers die geen extra toename van de aaltjespopulatie teweegbrengen, opdat het gewas dat volgt op de groenbedekker geen last heeft van hoge aantallen nematoden. Er wordt onderzoek uitgevoerd naar het mechanisme van die resistentie en de onderliggende genetische informatie zodat dit kenmerk gemakkelijk kan meegenomen worden in de ILVO veredelingsprogramma's.

5.4.2 Aangepaste bodembewerkingen

Naast de impact van drijfmesttype en composttoepassing, wordt ook de invloed van bodembewerking (ploegen vs niet-kerende bodembewerking) op de populatiedynamiek van verschillende plant-parasitaire nematoden opgevolgd in de BOPACT proef (Hoofdstuk 3 – Ruysschaert et al). Hiervoor werden telkens in het voor- en het najaar bodemstalen genomen op twee verschillende dieptes (0-10 cm en 10-30 cm). De aantallen van het wortellesieaaltje (*Pratylenchus penetrans)*, een geducht aaltje voor veel gewassen, bleken echter totnogtoe vooral beïnvloed door het gewas dat geteeld werd en zeer weinig of niet door de aangelegde bodembehandelingen.

5.5 Conclusie

ILVO heeft verschillende projecten lopende en gebruikt recente technieken om bodembeheer in functie van ziekteweerbaarheid te begrijpen en te sturen. Op basis van de resultaten zullen we gefundeerde en gedetailleerde uitspraken kunnen doen over bodembeheersmaatregelen die ziektewerend zijn en implementeerbaar voor de telers. Deze maatregelen kunnen dan perfect gecombineerd worden en synergetisch werken met andere courante of alternatieve controlestrategieën, zoals chemische bestrijding of de inzet van biocontrole-organismen.

5.6 Literatuurlijst

Bobev S., Willekens K., Goeminne G., Desmet T., Van Driessche G., Claeyssens M., Van Beeumen J., Messens E., Maes M. 2004. Resistance to air-borne diseases and pests induced by compost in substrate cultivation of strawberry. Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences, 69: 591–593.

Debode J., Van Hemelrijck W., Creemers P., Maes M. 2013. Effect of fungicides on epiphytic yeasts associated with strawberry. MicrobiologyOpen 3: 482-491.

Debode J., Wesemael W., Ebrahimi N., Cremelie P., D'Hose T., Vandecasteele B., Maes M. 2014. Can biochar play a role in crop protection? Oral presentation, 66th International Symposium on Crop Protection.

D'Hose T., Cougnon M., De Vliegher A., Vandecasteele B., Viaene N., Cornelis W., Van Bockstaele E., Reheul D. 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. Applied Soil Ecology 75: 189-198.

Ebrahimi N., Viaene N., Vandecasteele B., D'Hose T., Moens, M. 2014. Agricultural and agro-industrial amendments for the management of potato cyst nematodes (*Globodera*

rostochiensis and *G. pallida*). Oral presentation, 19th triennial conference of the EAPR 2014.

Maes M., Huvenne H., Messens, E. 2009. *Brenneria salicis*, the bacterium causing watermark disease in willow, resides as an endophyte in wood. Applied and Environmental Microbiology 11: 1453-62.

Maes M., Baeyen S., Van Bost M.-A., Cottyn B. 2006. Influence of soil treatments on the bacterial community structure of the strawberry rhizosphere. Poster presentation, 58th International Symposium on Crop Protection.

Valdés Vazquez Y., Viaene N., Moens M. 2012a. Effects of yellow mustard amendments on the soil nematode community in a potato field with focus on *Globodera rostochiensis*. Applied Soil Ecology 59: 39-47.

Valdés Vazquez Y., Viaene N., Blok V., Palomares-Rius J., Moens M. 2012b. Changes in the pre-parasitic developmental stage of *Globodera rostochiensis* in response to green manures. Nematology 14: 925-932.

Valdés Vazquez Y., Viaene N., Perry R.N., Moens M. 2011. Effect of the green manures *Sinapis alba*, *Brassica napus* and *Raphanus sativus* on hatching of *Globodera rostochiensis*. Nematology 13: 965-975.

Wesemael W.M.L., De Temmerman P-J., Moens M. 2012. The effect of fodder radish as a green manure crop on the population of *Meloidogyne chitwoodi* during the intercrop period. Oral presentation 31st International Symposium of the European Society of Nematologists.

6 BIOCHAR ALS BODEMVERBETEREND MIDDEL

Nelissen V.[1,2], Ruysschaert G.[1], D'Hose T.[1], Vandecasteele B.[1], Boeckx P.[2]

[1]*Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[2]*Isotope Bioscience Laboratory – ISOFYS, Universiteit Gent, Gent*

6.1 INLEIDING

ILVO onderzoekt hoe de bodemkwaliteit kan verbeterd worden zodat het gewas optimaal kan ontwikkelen, nutriëntenverliezen worden vermeden en gewassen beter bestand zijn tegen ziektes. Het verhogen van het koolstofgehalte komt niet alleen de bodemkwaliteit, maar ook het klimaat ten goede. De toepassing van compost en biochar (al dan niet in combinatie met andere bemesting) als bodemverbeteraars behoort tot de mogelijkheden om deze doelstellingen te bereiken.

Biochar is het koolstofrijke, vaste en houtskoolachtige product dat ontstaat wanneer organisch materiaal gepyrolyseerd wordt. Pyrolyse is verhitting in omstandigheden zonder, of met heel weinig, zuurstof. Tijdens het pyrolyseproces wordt ook bio-energie geproduceerd in de vorm van gas of olie. In (tropische) sterk verweerde bodems werd vastgesteld dat biochar een positief effect kan hebben op bodemeigenschappen en gewasopbrengst. Bovendien is biochar heel stabiel zodat het koolstof langdurig in de bodem kan opslaan en zo kan helpen om de klimaatverandering tegen te gaan. Het doel van het biochar-onderzoek op ILVO is om meer inzicht te verwerven in de effecten van biochar, al dan niet bijgemengd met compost, na toediening aan bodems van gematigde streken (Vlaanderen). Door middel van labo-, pot- en veldexperimenten wordt het effect van biochar op bodemeigenschappen, stikstofdynamiek, gewasgroei, koolstofopslag en broeikasgasemissies uit de bodem onderzocht.

In dit hoofdstuk worden de onderzoeksresultaten van ILVO behaald in het kader van het Interreg IVB North Sea Region project 'Biochar: climate saving soils' (2009 - 2013) en via een doctoraatsonderzoek in samenwerking met UGent (Isotope Bioscience Laboratory (ISOFYS), Vakgroep Toegepaste analytische & fysische chemie; MRP 'Biotechnology for a sustainable economy') samengevat. ILVO is ook partner van het EU FP7-project 'Fertiplus' (2011-2015), waarin nagegaan wordt hoe nutriënten in afvalstromen uit verstedelijkte gebieden en uit de landbouwsector gerecycleerd kunnen worden via biochar, compost of een combinatie van beide. Een veldproef met enkele biochartypes, compost en compost met toevoeging van biochar ("biochar-blended" compost) zal ook nog de komende jaren opgevolgd worden.

Meer details over de gebruikte methodes en de resultaten zijn te vinden in de artikels vermeld in de literatuurlijst.

6.2 GEBRUIKTE BIOCHARS

Biochareigenschappen zijn sterk afhankelijk van het gebruikte uitgangsmateriaal en de pyrolyseomstandigheden (vb. piektemperatuur). In het onderzoek op ILVO wordt met

verschillende biochartypes gewerkt (Tabel 1). Hun eigenschappen zijn weergegeven in Tabel 2. De wilg- en den-biochartypes bevatten hogere C gehaltes (78.4 - 92.6 %) dan de biochartypes gemaakt van maïs, riet, beuk, eik of een houtmengsel (67.3 - 76.3%). De den-biochars bevatten minder dan 0.2% totale stikstof, waardoor hun C:N verhoudingen zeer hoog zijn (>456). Bij hogere pyrolysetemperaturen steeg de pH en kationenuitwisselings-capaciteit (CEC) van de biochars, terwijl de vluchtige bestanddelen afnamen (Tabel 2). De Romchar- en RefOak-biochartypes werden gebruikt in de veldproef die werd aangelegd op ILVO (zie 6.5).

Een incubatie-experiment werd opgezet, waarin een microbieel inoculum en een nutriëntenoplossing toegediend werden aan biochar-zand mengsels. Door opvolging van de microbiële respiratie doorheen de tijd werd de grootte van de labiele koolstoffractie van de biochars bepaald (Figuur 1). Uit de resultaten blijkt dat alle biochars stabiel zijn (labiele C fractie ≤ 3 mg C g^{-1} biochar-C), behalve de maïs-350°C biochar, die een labiele C fractie heeft groter dan 13 mg C g^{-1} biochar-C. De labiele C-fractie daalt bij stijgende pyrolysetemperaturen.

Tabel 1 Uitgangsmateriaal en productie-omstandigheden van de gebruikte biochars (Nelissen, 2013)

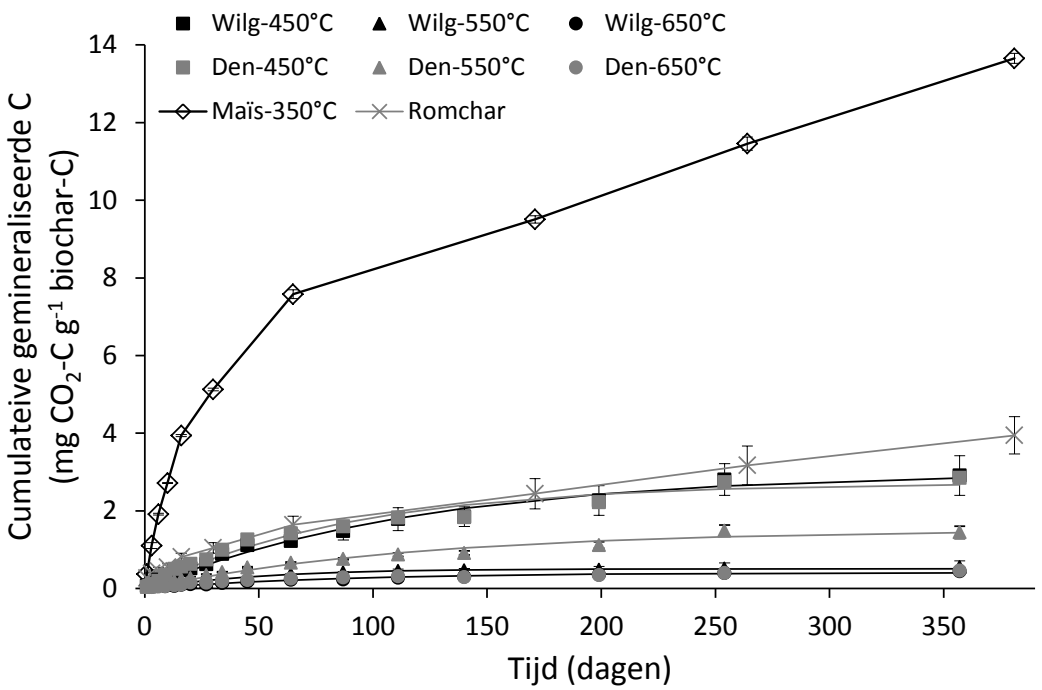
Uitgangsmateriaal	*Pyrolyse temperatuur*	*Verblijftijd bij maximale pyrolyse temperatuur*	*Totale tijd in de reactor*
	°C	*Minuten*	*Minuten*
Wilg	450	29	89
Wilg	550	23	100
Wilg	650	28	118
Den	450	88	151
Den	550	60	159
Den	650	33	148
Maïs	350	NDA	30
Maïs	550	NDA	30
Riet	600	NDA	60
Beuk	600	NDA	300
Houtmengsel (Romchar, biochar veldproef)	480	NDA	NDA
Eik (RefOak, biochar veldproef)	650	NDA	720-1080 (12-18 uren)

NDA = geen data beschikbaar. De Romchar en RefOak werden geproduceerd tijdens trage pyrolyse, maar geen exacte informatie is beschikbaar over de verblijftijd in de pyrolysereactor.

Tabel 2 Fysico-chemische eigenschappen van de biochartypes op ovendroge gewichtsbasis (105°C), behalve voor pH-KCl (Nelissen et al., 2012; Nelissen, 2013; Nelissen et al., 2014a; Nelissen et al., 2014b; Nelissen et al., 2014c)

Biochar type	*C*	*H*	*N*	*C:N*	*Vluchtige bestanddelen*	*As*	*pH-KCl* [1]	*CEC*
	wt %	*wt %*	*wt %*		*wt %*	*wt %*		*$cmol_c$ kg^{-1}*
Wilg-450°C	78.4	2.03	0.82	96	11.2	4.3	7.3	33.4
Wilg-550°C	86.3	1.95	0.85	102	6.7	3.2	7.5	42.8
Wilg-650°C	84.8	1.14	1.00	85	6.0	4.9	8.1	59.1
Den-450°C	86.8	2.80	0.19	457	12.1	0.9	6.7	38.6
Den-550°C	91.6	2.13	0.19	482	7.3	1.0	6.8	52.1
Den-650°C	92.6	1.68	0.15	617	6.0	1.1	7.7	68.8
Maïs-350°C	67.3	4.25	1.47	46	32.6	7.7	8.3	55.2
Maïs-550°C	72.1	2.21	1.52	47	12.1	10.9	9.8	61.9
Riet-650°C	74.4	2.78	0.86	87	18.8	8.9	6.8	57.6
Beuk-600°C	71.4	4.24	0.34	210	22.9	0.6	7.1	32.0
Romchar	68.1	1.50	0.40	164	12.0	8.3	8.6	46.3
RefOak	76.3	1.4	0.5	153	11.8	14.3	10.3 [1]	NDA

Wt%: percentage op massabasis; C = koolstof; H = waterstof; N = stikstof; CEC = kationen-uitwisselingscapaciteit. NDA = geen data beschikbaar.
[1]Voor RefOak werd pH-H_2O bepaald.



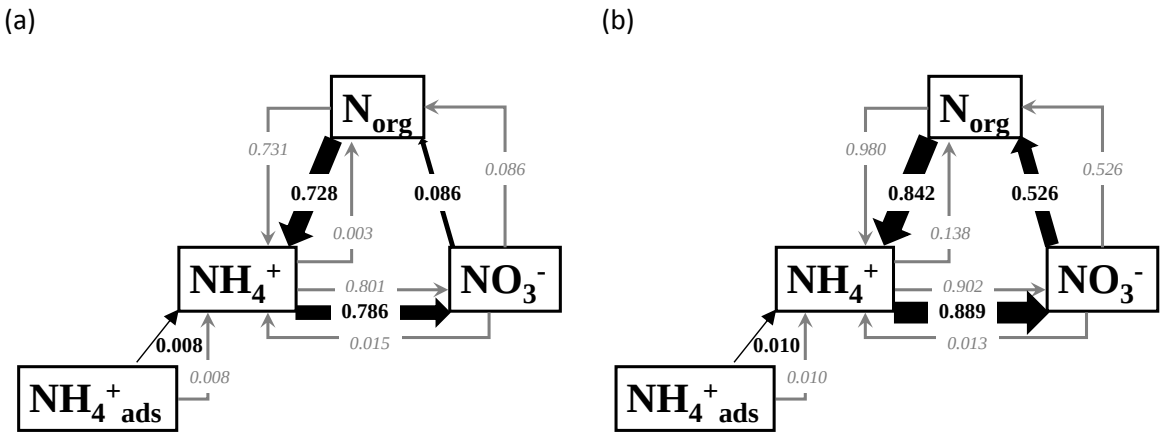
Figuur 1 Cumulatieve koolstofmineralisatie afkomstig van de verschillende biochartypes (gemiddelde ± standaardfout, n = 3) (Nelissen, 2013; Nelissen et al., 2014a; Nelissen et al., 2014b)

6.3 IMPACT VAN BIOCHAR OP DE STIKSTOFDYNAMIEK IN DE BODEM

Om het effect van biochar op de stikstofdynamiek in de bodem te kennen werden verschillende ^{15}N-tracing experimenten uitgevoerd in het labo. In dergelijke experimenten wordt ^{15}N toegediend aan de bodem, waarna gedurende 1 à 2 weken op geregelde tijdstippen de ammonium- en nitraatconcentraties, en hun ^{15}N-aanrijking, gemeten worden. Door middel van een numerieke ^{15}N-tracing analyse-tool is het mogelijk om te kwantificeren hoe snel de ene vorm van stikstof naar een andere vorm wordt omgezet (Figuur 2). Deze stikstoftransformaties vinden gelijktijdig plaats in de bodem.

Twee korte termijn ^{15}N-tracing experimenten werden uitgevoerd. In het eerste experiment werden de twee maïsbiochars (Tabel 1) toegediend aan een lemige zandbodem. Voor het tweede experiment werden bodemstalen genomen uit de biochar-veldproef (zie ook 6.5) vlak na Romchartoediening. Een jaar na Romchartoediening werden opnieuw bodemstalen genomen in de biocharveldproef, waarmee een derde ^{15}N-tracing experiment werd uitgevoerd.

De ^{15}N tracing experimenten toonden aan dat biochartoediening aan de bodem op korte termijn de verschillende processen van de stikstofcyclus versnelt (Figuur 2). Mineralisatie van meer complexe bodemorganische koolstof werd gestimuleerd, waardoor de beschikbaarheid van minerale N kan toenemen. Echter, in afwezigheid van een gewas werd deze beschikbare N weer snel biotisch geïmmobiliseerd. Daarnaast namen nitrificatiesnelheden toe vlak na biochartoediening (Figuur 2). Uit het ^{15}N-tracing experiment uitgevoerd een jaar na biochartoediening bleek dat de korte termijneffecten na een jaar reeds verdwenen waren. Wellicht kan dit toegeschreven worden aan het feit dat de labiele koolstoffractie van biochar reeds gemineraliseerd was en alleen de meer stabiele koolstof overbleef en omwille van het feit dat het pH-verhogend effect van biochar maar tijdelijk is.



Figuur 2 Gemiddelde bruto (in grijs) en netto (in zwart) N transformatiesnelheden (in µg N g^{-1} dag^{-1}) tussen de verschillende pools van de N cyclus in (a) de controle en (b) de biocharbehandeling uitgevoerd met bodemstalen genomen vlak na biochartoediening in de veldproef (Nelissen et al., 2014a). Voor de netto N transformatiesnelheden geeft de breedte van de pijl het belang van de snelheid weer. Norg = organische N pool, NH_4^+ = ammonium, NO_3^- = nitraat, NH_4^+ads = pool gerelateerd aan adsorptie van NH_4^+

Verder toonden incubatie-experimenten, uitgevoerd met de 6 wilg- en den-biochars (Tabel 2), aan dat biochar de beschikbaarheid van minerale N (nitraat en ammonium) op korte termijn kan reduceren, waarschijnlijk omwille van biotische of abiotische N immobilisatie. Het is niet geweten wanneer en in welke mate deze geïmmobiliseerde N weer beschikbaar zou worden. Deze experimenten tonen verder ook aan dat biochar de pH van de bodem kan doen stijgen, waardoor verschillende bodemprocessen beïnvloed kunnen worden, zoals NH_3 vervluchtiging, nitrificatie en denitrificatie. De pH van de bodem nam echter niet altijd significant toe na biochartoediening. Uit de verschillende uitgevoerde experimenten bleek dat er een hogere toename in pH van de bodem was na biochartoediening aan bodems met een lage pH, terwijl er bij bodems met een meer neutrale pH niet altijd een stijging was, zoals waargenomen in de veldproef (zie 6.5). Het kan echter niet uitgesloten worden dat micro-sites dichtbij de biocharpartikels een verhoogde pH ondervinden waardoor bodemprocessen beïnvloed worden, ook wanneer er geen effect is op de pH van de 'bulkbodem'.

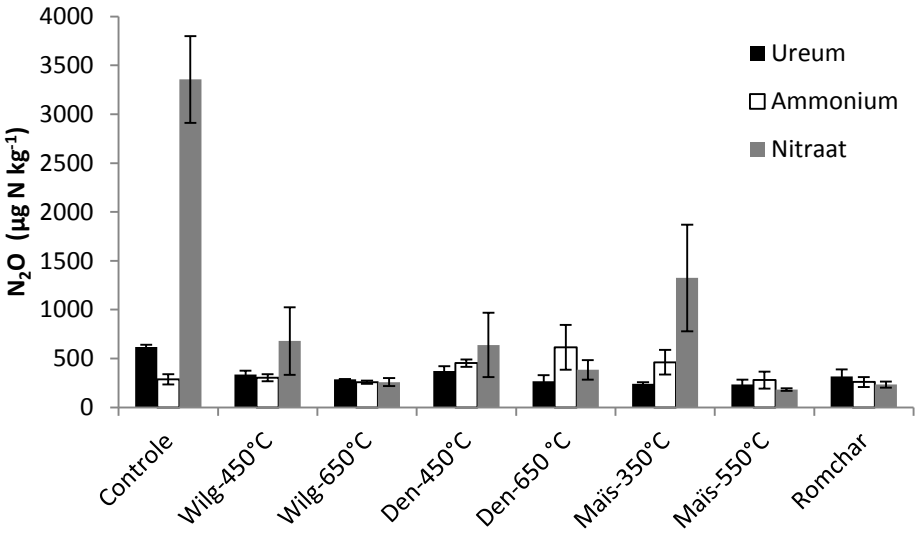
Op korte termijn lijkt het waarschijnlijk dat aantal, type en/of activiteit van micro-organismen beïnvloed worden door biochartoediening, vermits de ^{15}N-tracing experimenten erop wijzen dat de bodemstikstofcyclus vlak na biochartoediening verandert. Dit effect lijkt echter van voorbijgaande aard, wat wellicht te wijten is aan de veranderende biochar-eigenschappen doorheen de tijd. Biochar had immers geen grote invloed op de stikstofcyclus meer 1 jaar na toediening aan de bodem.

6.4 Impact van biochar op broeikasgasemissies uit de bodem

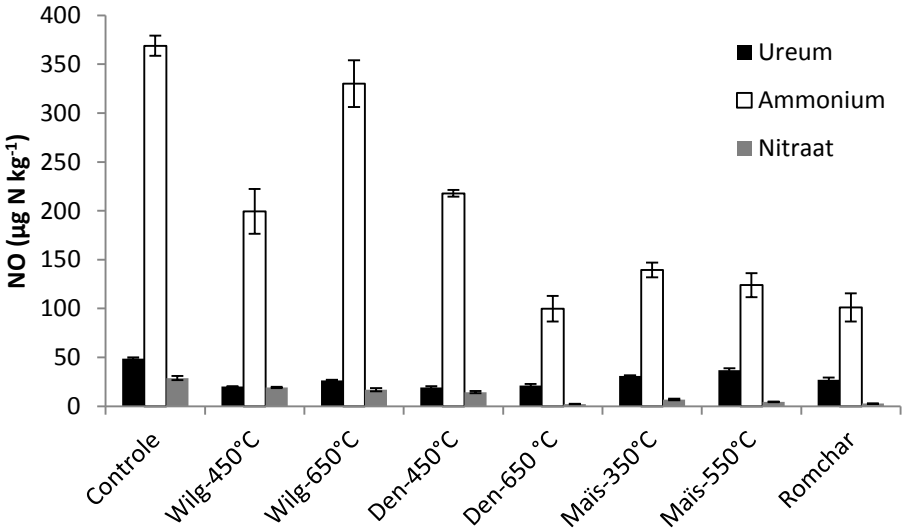
Uit Figuur 1 blijkt dat biochar heel stabiel is en dus koolstof langdurig in de bodem kan opslaan. Dat is gunstig in de strijd tegen de klimaatverandering omdat op die manier CO_2 uit de atmosfeer wordt onttrokken. CO_2 is echter niet het enige broeikasgas. Ook N_2O en CH_4 dragen bij tot de opwarming van de aarde. Het is daarom belangrijk om ook het effect van biochar op andere broeikasgassen te kennen, vooraleer we uitspraken kunnen doen over het nut van biochar tegen de klimaatsverandering. NO is zelf geen broeikasgas maar katalyseert de productie van troposferisch ozon, een gas dat geassocieerd wordt met negatieve gevolgen voor menselijke gezondheid en voor gewasproductie. Zowel N_2O als NO worden uitgestoten door landbouwbodems tijdens nitrificatie en denitrificatie-processen.

Het effect van biochar op N_2O en NO emissies uit de bodem werd getest in een incubatie-experiment. Biochar en een stikstofmeststofoplossing werden toegediend aan de bodem bij de start van het experiment, waarna N_2O en NO emissies gedurende twee weken gemeten werden. Biochartoediening aan de bodem reduceerde N_2O en NO emissies in vergelijking met de controlebodem na ureum en NO_3^- bemesting, en NO emissies na NH_4^+ bemesting. De daling in N_2O emissies was hoger bij hoge pyrolysetemperaturen (Figuur 3). Verder werd ook een lagere NO_3^- beschikbaarheid vastgesteld na biochartoediening in vergelijking met de controle. Wij veronderstellen dat de lagere N_2O en NO emissies te wijten zijn aan een combinatie van factoren: gestimuleerde NH_3 emissies, microbiële N immobilisatie, niet-elektrostatische sorptie van NH_4^+ en NO_3^-, en pH effecten.

(a)



(b)

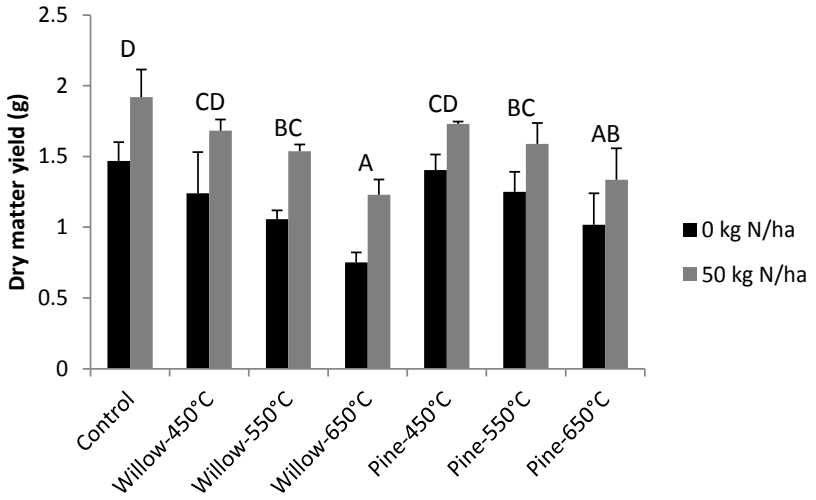


Figuur 3 Cumulatieve (a) N_2O-N and (b) NO-N emissies (gemeten gedurende 14 dagen) van een zandleembodem waaraan ureum, NH_4^+ of NO_3^- meststof werd toegediend (gemiddelde ± standaardfout, n = 3) (Nelissen et al., 2014c)

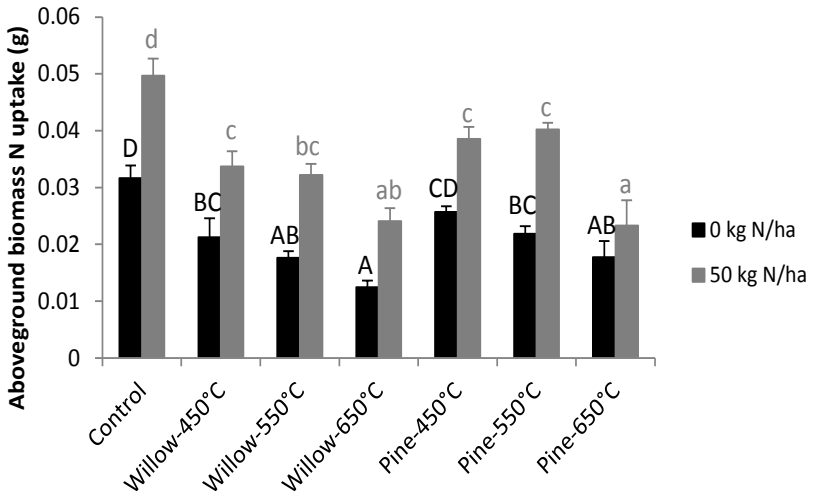
6.5 Impact van biochar op gewasgroei - Potproeven

Resultaten van potproeven met radijs en zomergerst toonden aan dat toediening van biochar (geproduceerd van wilg en den) aan de bodem de biomassaproductie en stikstofopname in het gewas kan reduceren omwille van een lagere stikstofbeschikbaarheid in de bodem (Figuren 4 en 5; enkel resultaten met radijs worden hier getoond). Dit effect is afhankelijk van de biomassa gebruikt voor biocharproductie en de pyrolysetemperatuur. Mogelijke hypotheses hiervoor zijn microbiële N immobilisatie, niet-elektrostatische sorptie van NH_4^+ of NO_3^- en stimulatie van NH_3 emissies. Na

biochartoediening zou bijgevolg een verhoogde bemestingsdosis nodig kunnen zijn om vertraagde gewasgroei te vermijden.



Figuur 4 Droge stofopbrengst (per pot; gewas werd geoogst vijf weken na zaaien) van de bovengrondse biomassa van radijs in de controle en biocharbehandelingen bij twee bemestingsdosissen (0 and 50 kg N ha^{-1}) (gemiddelde ± standaardafwijking, n = 4) (Nelissen et al., 2014b). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05; één letter per biocharbehandeling vermits er geen interactie was tussen biochartype en bemestingsdosis)



Figuur 5 Stikstofopname van de bovengrondse biomassa van radijs in de controle en biocharbehandelingen bij twee bemestingsdosissen (0 en 50 kg N ha^{-1}) (gemiddelde ± standaardafwijking, n = 4) (Nelissen et al., 2014b). Behandelingen met verschillende letters verschillen significant (P < 0.05; hoofdletters voor de onbemeste en kleine letters voor de bemeste behandelingen, vermits er interactie was tussen biochartype en bemestingsdosis)

6.6 VELDPROEF MET BIOCHAR EN BIOCHAR-COMPOST

Voor het Interregproject 'Biochar: climate saving soils' werd een veldproef opgezet met een biochar afkomstig van een houtmengsel ('Romchar', Tabel 1). Deze proef werd ook aangelegd in de 6 andere deelnemende landen. De proef werd later nog uitgebreid met 3 behandelingen voor het Fertiplus-project. De veldproef heeft als doel om de effecten te onderzoeken van biochar, compost en een biochar-compost mengsel op bodemchemische, -fysische en -biologische eigenschappen, en op de gewasgroei. Er wordt gewerkt met stabiele, koolstofrijke biochartypes, vermits we verwachten dat biochar als bodemverbeteraar werkt, en niet zozeer als meststof.

6.6.1 Proefopzet

De veldproef werd aangelegd op velden van ILVO in Merelbeke in oktober 2011. De bodem is een lichte zandleembodem (60% zand, 35% leem en 5% klei) volgens het Belgische bodemclassificatiesysteem en een Haplic Luvisol volgens WRB (Dondeyne, S., pers. Comm., 2012). De bodem bevat slechts 0.9% organische koolstof in de 0-25 cm laag. De pH-KCl bedraagt 6.4.

De veldproef omvat vijf behandelingen, telkens in vier herhalingen (Figuur 6):

- Controle: een controlebehandeling, d.w.z. zonder toevoeging van biochar of compost;
- Biochar Romchar (Zie Tabellen 1 en 2) werd toegediend in oktober 2011. We hielden immers rekening met het feit dat de stikstofbeschikbaarheid op korte termijn zou kunnen dalen na biochartoediening, wat een negatieve impact zou hebben op de gewasopbrengst (zoals vastgesteld in de potproef (zie 6.4)). We verwachtten dat dit effect na enkele maanden zou verdwijnen en dat een gewas gezaaid in de lente hier dus minder last van zou ondervinden.
- Biochar RefOak (zie Tabellen 1 en 2) werd toegediend in oktober 2012;
- Compost (zie Tabel 3) werd toegediend in september 2013;
- Een biochar-compost (B+C) mengsel (Tabel 3) werd toegediend in september 2013.

De compost en de biochar-compost zijn afkomstig van een composteringsproef in het kader van het Fertiplus-project. Deze proef werd uitgevoerd in de composteerinstallatie van Ambiente Newco s.r.l. (Moraro, Gorizia, Italië). Het uitgangsmengsel van de compost bestond uit een mengsel van groenafval en de organische fractie van huishoudelijk afval; bij het mengsel biochar-compost werd 10% RefOak-biochar (op droge stofbasis) voor het composteringsproces aan het uitgangsmateriaal toegevoegd (Vandecasteele et al., 2013).

De biochars, de compost en het biochar-compost mengsel werden na toediening ingewerkt tot een diepte van ongeveer 25 cm met behulp van een spitfrees. De RefOak-biochar, de compost en B+C werden toegepast aan een gelijke koolstofdosis (11 ton C ha^{-1} op droge stofbasis), terwijl de Romchar-dosis 13.6 t C ha^{-1} (droge stof basis) bedroeg, wat overeenkomt met 20 t biochar ha^{-1}. Het co-composteren van biochar en compost zou voordelen hebben voor beide producten. Zo zou de biochar na het composteringsproces gewijzigde oppervlakte-eigenschappen hebben (Prost et al., 2013) en bijvoorbeeld beter nutriënten kunnen vasthouden in de bodem, en kan het composteringsproces

geoptimaliseerd worden omdat bijvoorbeeld stikstofverliezen beperkt worden (Steiner et al., 2010).

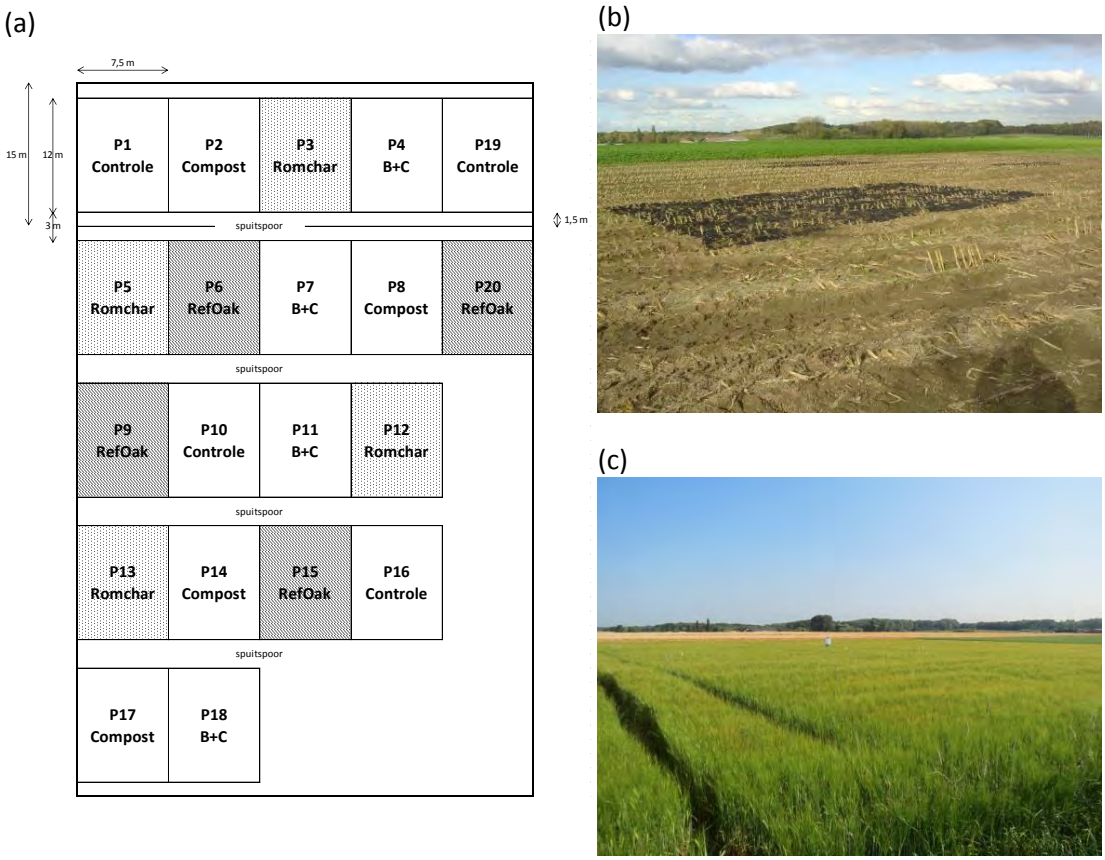
Het proefopzet is volledig gerandomiseerd. De oppervlakte van de plots bedraagt 7.5 x 12 m² (Figuur 6).

Tabel 3 Uitgangsmateriaal, toegediende dosis en eigenschappen van de compost en het RefOak-compost (B+C) mengsel. Bij het mengsel RefOak-compost werd 10% RefOak-biochar (op droge stofbasis) voor het composteringsproces aan het uitgangsmateriaal toegevoegd

	Compost	**RefOak-compost mengsel**
Uitgangsmateriaal	Organische fractie huishoudafval + groenafval	Organische fractie huishoudafval + groenafval + RefOak
Dosis (t vers ha^{-1})	47	49
Dosis (t C ha^{-1})	10.9	10.9
C (wt %)	28.4	27.5
N (wt %)	2.7	2.6
C:N	10.4	10.4

Na toediening van de Romchar in oktober 2011 lag het veld braak gedurende de winterperiode. In het voorjaar van 2012 (april) werd er zomergerst gezaaid. Deze werd bemest met calcium ammonium nitraat (70 kg N ha^{-1}) in mei waarna de gerst geoogst werd in augustus. In oktober 2012, na toepassing van de biochar RefOak, werd winterrogge als groenbedekker ingezaaid. Deze werd ingewerkt in april 2013, waarna opnieuw zomergerst gezaaid werd. Het veld werd in mei bemest op dezelfde wijze als in 2012, en in augustus werd de gerst geoogst. In het najaar van 2013 werden de behandelingen met compost en het RefOak-compost mengsel toegevoegd aan de proef, waarna gele mosterd werd gezaaid. Omdat er duidelijke verschillen werden waargenomen in gewasgroei, gebeurde er een opbrengstbepaling in november 2013.

Vanaf oktober 2011 werden verschillende bodemchemische, -fysische en -biologische eigenschappen opgevolgd. Ook verschillende gewaseigenschappen werden geanalyseerd. In wat volgt worden de resultaten tot en met de opbrengstbepaling van de gele mosterd in 2013 samengevat.



Figuur 6 (a) Proefplan (B+C = biochar (RefOak)-compost mengsel). Foto's van de veldproef (b) vlak na Romchartoediening in oktober 2011 en (c) tijdens het groeiseizoen (juli 2013)

6.6.2 Resultaten en discussie

Chemische bodemeigenschappen

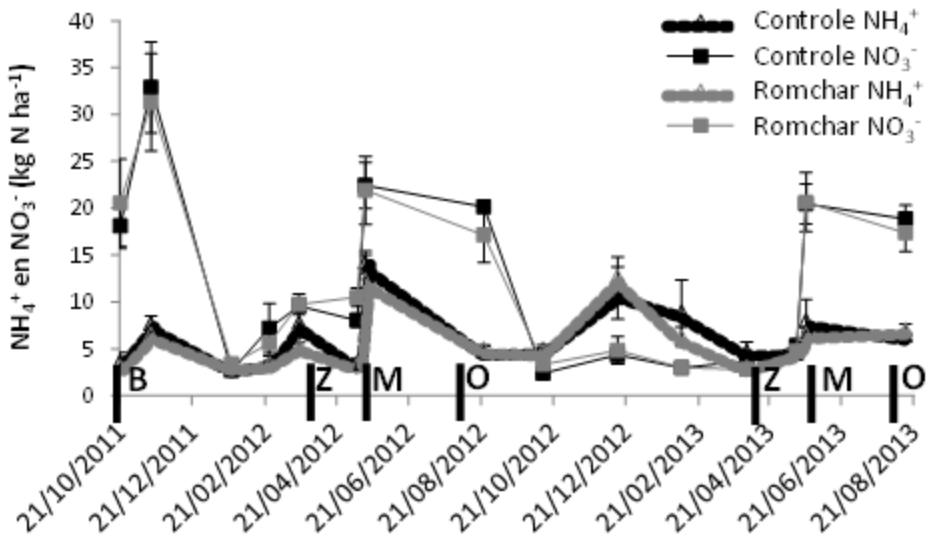
De toediening van Romchar aan de bodem had geen significante impact op de pH van de bodem (Tabel 4) en op de beschikbaarheid van minerale stikstof (Figuur 7) en plantbeschikbare nutriënten. Ook na toepassing van de RefOak werd geen wijziging in de beschikbaarheid van minerale stikstof (0 – 90 cm) vastgesteld. Organische koolstof-gehaltes en C:N-verhoudingen lagen, zoals verwacht, hoger in de Romchar- dan in de controlebehandeling, en wijzigden niet doorheen de tijd, wat aangeeft dat de toegediende biochar stabiel is en koolstof kan opslaan (Tabel 4).

In het najaar van 2013 werd een duidelijke verhoging vastgesteld in de minerale stikstofinhoud van de bodem (0 – 90 cm) in de compost en de B+C plots (Tabel 5). De gebruikte compost en de biochar-blended compost hadden een relatief lage C:N verhouding (10.4), een hoge concentratie aan minerale N en voegden bovendien een aanzienlijke hoeveelheid organische stikstof (Tabel 3) toe aan de bodem. Door de samenstelling van beide producten kunnen we veronderstellen dat, afhankelijk van de weersomstandigheden (bv. vochtgehalte, temperatuur), extra N werd vrijgesteld in de maanden na toepassing en ter beschikking kwam van het gewas.

Tabel 4 pH, organische koolstofgehalte (OC), totale stikstofgehalte (TN) en koolstof-stikstof-verhouding (C:N) in de controle en Romcharbehandelingen zoals gemeten over een bodemdiepte van 0-25 cm (gemiddelde ± standaardfout; n = 4) (Nelissen et al., aanvaard)

			pH-KCl	OC	TN	C:N
			-	%	%	
Na biochartoediening	21/10/2011	Controle	6.38 ± 0.15	**0.85 ± 0.03**	0.074 ± 0.001	**11.4 ± 0.2**
		Romchar	6.41 ± 0.15	**1.11 ± 0.04**	0.077 ± 0.002	**14.4 ± 0.8**
Voor de zaai	20/03/2012	Controle	6.32 ± 0.12	**0.86 ± 0.02**	0.079 ± 0.002	**10.9 ± 0.2**
		Romchar	6.39 ± 0.11	**1.10 ± 0.05**	0.080 ± 0.003	**13.9 ± 0.7**
Na de oogst	23/08/2012	Controle	6.39 ± 0.17	**0.83 ± 0.02**	0.077 ± 0.002	**10.8 ± 0.2**
		Romchar	6.39 ± 0.11	**1.15 ± 0.03**	0.080 ± 0.001	**14.5 ± 0.4**
Voor de zaai	2/04/2013	Controle	6.22 ± 0.03	0.92 ± 0.04	0.080 ± 0.002	11.5 ± 0.4
		Romchar	6.15 ± 0.07	1.06 ± 0.07	0.079 ± 0.002	13.4 ± 0.7
Na de oogst	14/08/2013	Controle	6.50 ± 0.09	**0.88 ± 0.03**	0.077 ± 0.002	**11.4 ± 0.2**
		Romchar	6.36 ± 0.09	**1.17 ± 0.07**	0.081 ± 0.002	**14.5 ± 0.8**

Vetgedrukte waarden wijzen op significante verschillen tussen de controle en biocharbehandelingen ($P < 0.05$).



Figuur 7 Minerale N (NH_4^+-N en NO_3^--N) concentraties in de controle en Romcharbehandeling over een bodemdiepte van 0-30 cm (gemiddelde ± standaardfout; n = 4) (Nelissen et al., aanvaard). Op de x-as worden biochartoediening en inwerking (B), de zaai van zomergerst (Z), tijdstip van bemesting (M) en de oogst (O) aangeduid

Tabel 5 Minerale N (NH_4^+-N en NO_3^--N) concentraties in alle behandelingen (2013-2014) over een bodemdiepte van 0-90 cm (gemiddelde ± standaardfout; n = 4). Behandelingen met verschillende letters binnen een kolom verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test

	NH_4^+ en NO_3^- (kg N ha^{-1})			
	16/10/2013	5/12/2013	26/02/2014	15/05/2014
Controle	57.2 ± 5.8 a	28.4 ± 2.4 a	33.6 ± 4.9 a	35.2 ± 5.2 a
Romchar	49.3 ± 3.9 a	28.1 ± 0.8 a	32.7 ± 2.4 a	31.7 ± 1.3 a
Refoak	49.2 ± 2.8 a	28.4 ± 1.5 a	31.4 ± 4 a	38.6 ± 5.1 ab
Compost	64.5 ± 1.9 a	49.9 ± 4.5 b	60.1 ± 10.5 b	67.4 ± 7.2 c
B+C	84.6 ± 5.7 b	48.9 ± 5.6 b	54.7 ± 3 ab	61.6 ± 8.4 bc

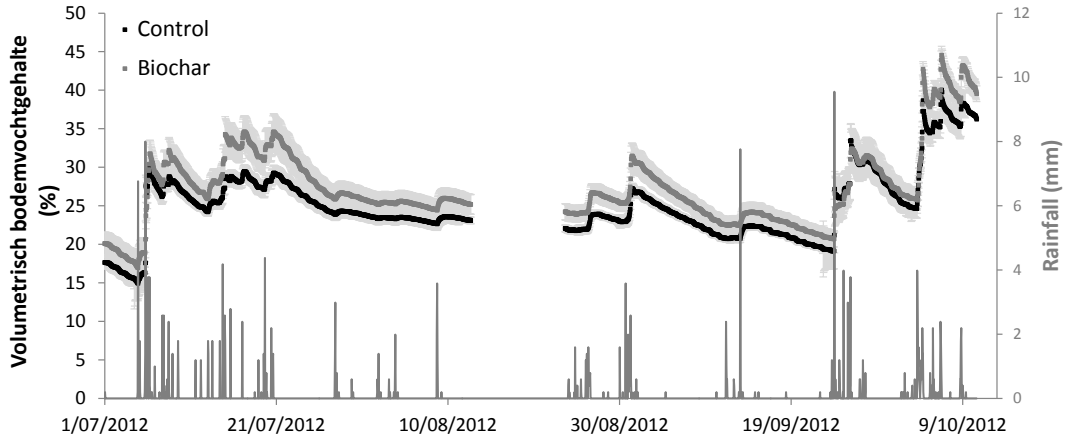
B+C = Biochar (RefOak)-compost mengsel

Fysische bodemeigenschappen

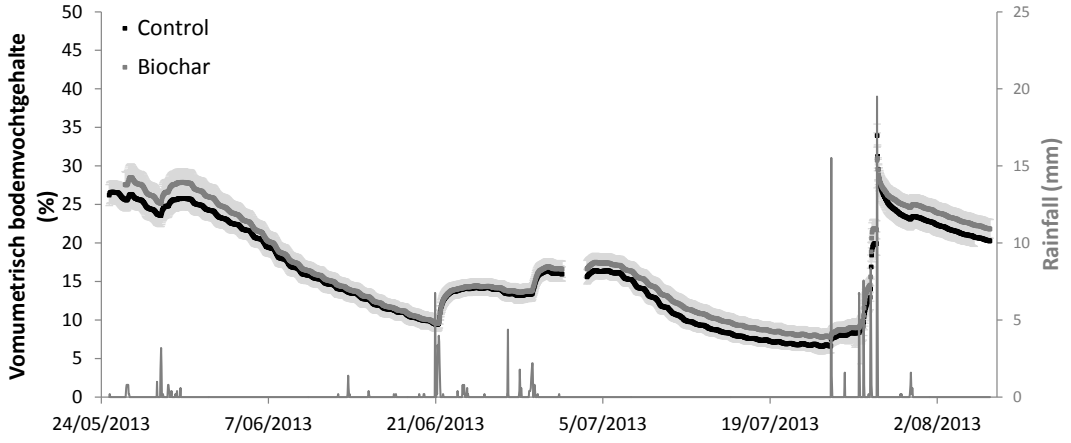
In maart en augustus 2012 was de bulkdichtheid van de bodem lager en de porositeit van de bodem hoger in de Romcharbehandeling dan in de controle (P < 0.1). In oktober 2011, vlak na Romchartoediening, en in het voorjaar van 2013, voordat de bodembewerkingen en zaai plaatsvonden, werd geen effect waargenomen. In oktober 2011, maart 2012, augustus 2012 en april 2013 werden Kopecky-ringen genomen in het veld, en werden bodemwaterretentiecurves opgesteld. Enkel in april 2013 was er een verhoogde plantbeschikbare waterretentiecapaciteit in de Romcharbehandeling. Het volumetrisch bodemvochtgehalte werd continu gemeten in de Romchar- en controlebehandelingen tijdens de groeiseizoenen van 2012 en 2013 op een bodemdiepte van 8-20 cm (Figuur 8). In 2012, dat een eerder nat groeiseizoen kende, lag het volumetrische

bodemvochtgehalte gemiddeld hoger in de Romchar- dan in de controlebehandeling, maar het verschil was slechts significant (P < 0.05) op enkele tijdstippen. In 2013, dat een droger groeiseizoen kende dan 2012, waren de verschillen tussen beide behandelingen kleiner, en niet significant.

(a)



(b)



Figuur 8 Volumetrisch bodemvochtgehalte in de controle en biocharbehandelingen zoals gemeten door reflectometersensoren in het veld (8-20 cm) in (a) 2012 en (b) 2013 (gemiddelde ± standaardfout, n = 8) (Nelissen et al., aanvaard). De y-as rechts geeft de neerslaghoeveelheid weer (mm h-1)

Bovenstaande resultaten wijzen erop dat in het eerste jaar na Romchartoediening (in 2012) de fysische bodemkwaliteit verbeterde door het verlagen van de bulkdichtheid, het verhogen van de porositeit en het verbeteren van de aggregaatstabiliteit. Dit vertaalde zich echter niet in een verhoogde plantbeschikbare watercapaciteit, zoals bepaald door het opstellen van de bodemwaterretentiecurves. Tijdens het tweede jaar na Romchartoediening (in 2013) werden de bodemwaterretentie-eigenschappen positief beïnvloed door biochar, mogelijk omwille van een betere bodemstructuur. Uit de continue bodemvochtmetingen van 2013 bleek echter dat het toepepaste Romchartype niet meer bodemvocht kon vasthouden tijdens droge periodes.

Biologische bodemeigenschappen

De Romchar bleek in juni 2012 geen effect te hebben op het aantal regenwormen en op de regenwormenbiomassa. In juni 2012 en oktober 2012 werd ook de microbiële gemeenschapsstructuur bepaald via PLFA (phospholipid fatty acid) analyse in de Romchar- en controlebehandelingen. In juni 2012 werden slechts drie bacteriële biomerker PLFAs significant beïnvloed door Romchartoediening, terwijl de Romchar geen effect had op de schimmel biomerkers. Een jaar na Romchartoediening, in oktober 2012, bleek slechts één microbiële biomarker gewijzigd te zijn in de biocharbehandeling. De som van de PLFA-concentraties, dewelke een indicator is voor microbiële biomassa, werd noch in juni, noch in oktober 2012 significant beïnvloed door de Romchar. Ook de resultaten van de andere noordwest-Europese veldproeven met Romchar (aangelegd in het kader van het Interregproject 'Biochar: climate saving soils') toonden dat het effect van dit biochartype op de microbiële gemeenschapsstructuur en biomassa beperkt was gedurende het eerste jaar na toediening (Nelissen, 2013).

Opbrengst en nutriëntenopname

Noch in 2012, noch in 2013 werden er significante verschillen waargenomen in gewasopbrengst van het graan en stro, en fosfor- en stikstofconcentraties in het graan en stro tussen de controle- en de biocharbehandelingen (Tabel 6).

De toepassing van compost en het RefOak-compost mengsel zorgden voor een duidelijke opbrengststijging bij de gele mosterd (Tabel 7). Zoals eerder vermeld, werd via beide behandelingen een aanzienlijke hoeveelheid stikstof toegediend die vrij snel ter beschikking kwam van de gele mosterd. Getuige hiervan is de significant hogere N-opname in beide behandelingen (Tabel 7). Uit de resultaten blijkt ook dat N eerder dan P de beperkende factor is voor de gewasgroei bij gele mosterd; voor P zijn er geen significante verschillen in %P in het gewas. Er werd bij de inzaai van de gele mosterd geen extra N toegevoegd.

Tabel 6 Droge stof opbrengst van graan en stro (op oven-droge basis, 70°C), fosfor- (P) en stikstof- (N) concentraties (op oven-droge basis, 105°C) in de controle en biocharbehandelingen (Romchar en RefOak) (gemiddelde ± standaardfout; n = 4) (Nelissen et al., aanvaard)

	Behandeling	Graan			Stro		
		Droge stof opbrengst (t ha^{-1})	P (%)	N (%)	Droge stof opbrengst (t ha^{-1})	P (%)	N (%)
2012	Controle	5.90 ± 0.09	0.38 ± 0.02	1.72 ± 0.06	3.61 ± 0.29	0.17 ± 0.01	0.64 ± 0.01
	Romchar	5.87 ± 0.11	0.37 ± 0.02	1.72 ± 0.07	3.78 ± 0.20	0.17 ± 0.01	0.61 ± 0.02
2013	Controle	4.87 ± 0.22	0.42 ± 0.01	1.49 ± 0.05	2.73 ± 0.13	0.18 ± 0.01	0.65 ± 0.04
	Romchar	4.48 ± 0.27	0.40 ± 0.01	1.52 ± 0.04	2.94 ± 0.10	0.19 ± 0.01	0.65 ± 0.03
	RefOak	4.90 ± 0.27	0.35 ± 0.01	1.53 ± 0.05	2.47 ± 0.37	0.18 ± 0.01	0.58 ± 0.04

Tabel 7 Droge stof opbrengst van gele mosterd (op oven-droge basis, 70°C), fosfor (P) en stikstof (N) concentraties (op oven-droge basis, 105°C) en N-opname in alle behandelingen (gemiddelde ± standaardfout; n = 4). Behandelingen met verschillende letters binnen een kolom verschillen significant (P < 0.05) volgens een Scheffé-test

	Behandeling	DS (kg ha^{-1})	P (%)	N (%)	N-opname (kg ha^{-1})
2013	Controle	915 ± 205 a	0.37 ± 0.02 NS	2.70 ± 0.11 NS	25 ± 7 a
	Romchar	1256 ± 73 ab	0.36 ± 0.01	2.91 ± 0.17	36 ± 4 ab
	Refoak	1166 ± 221 a	0.39 ± 0.01	2.85 ± 0.12	33 ± 7 a
	Compost	1976 ± 152 c	0.39 ± 0.02	3.24 ± 0.33	63 ± 9 bc
	B+C	1929 ± 33 bc	0.39 ± 0.01	3.41 ± 0.20	64 ± 4 c

B+C = Biochar (RefOak)-compost mengsel; NS = niet significant

6.6.3 Besluit veldproef

Toediening van de Romchar aan een lichte zandleembodem verhoogde het bodem organische koolstofgehalte, maar had geen effect op andere bodemchemische en op de gemeten bodembiologische eigenschappen, behalve op enkele bacteriële biomerker PLFAs. De Romchar had geen effect op de minerale stikstofconcentraties in de bodem, noch op het bodemvocht tijdens drogere periodes. Ondanks het lage organische koolstofgehalte was de bodem mogelijk te vruchtbaar voor de toegediende biochar om een effect te hebben. De waargenomen bodemfysische veranderingen na Romchartoediening vertaalden zich immers niet in een hogere gewasopbrengst en nutriëntenopname in het gewas.

Over het effect van de RefOak-biochar, de compost en het biochar-compost mengsel op de gewasopbrengst en de bodemkwaliteit zijn momenteel minder gegevens beschikbaar in vergelijking met de Romchar. Net zoals bij de Romchar had de toevoeging van de pure RefOak-biochar geen effect op de minerale stikstofvoorraad in de bodem en werd er geen gewaseffect vastgesteld. De toepassing van zowel compost als het RefOak-compost mengsel zorgde dan weer wel voor een duidelijke opbrengststijging bij het vanggewas, wat het gevolg was van een grotere hoeveelheid beschikbare stikstof in deze producten kort na toediening. Verdere opvolging van de veldproef zal moeten uitwijzen of het biochar-compost mengsel op termijn een toegevoegde waarde kan bieden ten opzichte van compost alleen, enerzijds, of ten opzichte van de pure biochar anderzijds.

In de toekomst zouden de biochareigenschappen kunnen veranderen (bv. verhoging van de CEC) door verwering en zou de biochar meer kunnen interageren met organisch materiaal en met mineralen. Dit zou kunnen leiden tot een groter positief effect van biochar op bodemeigenschappen en bijgevolg ook gewasopbrengst. Langere termijnresultaten zijn nodig om deze hypothese te bevestigen. Daarom wordt een intensieve bemonstering van chemische, fysische en biologische bodemparameters gepland in alle behandelingen in het voorjaar van 2015 en zal de veldproef ook in de komende jaren verder opgevolgd worden.

6.7 BESLUIT

Onze resultaten wijzen erop dat biochar de bodemkwaliteit op korte termijn kan beïnvloeden. Biochartoediening kan verschillende processen van de stikstofcyclus wijzigen, en kan zorgen voor een lagere stikstofbeschikbaarheid met een negatief effect op gewasopbrengst tot gevolg. De bodem pH kan toenemen na biochartoepassing, wat een effect zou kunnen hebben op verschillende bodemprocessen zoals NH_3-emissies, nitrificatie en denitrificatie. Biochar heeft, minstens op korte termijn, potentieel om broeikasgasemissies uit de bodem te reduceren en kan koolstof opslaan in de bodem, wat gunstig is in de strijd tegen klimaatverandering. De veldproefresultaten tonen echter aan dat de toegepaste biochartypes geen groot effect hebben op de bodemkwaliteit op middellange termijn (1-2 jaar). Maar het moet worden opgemerkt dat in dit onderzoek slechts met een beperkt aantal biochar- en bodemtypes gewerkt werd en dat langere termijn data nodig zijn om de eerste resultaten bevestigen.

In het FP7-project FERTIPLUS-project “Reducing mineral fertilisers and agro-chemicals by recycling treated organic waste as compost and bio-char products” wordt onderzocht hoe nutriënten in afvalstromen uit verstedelijkte gebieden en vanuit de landbouwsector gerecycleerd kunnen worden via biochar, compost of een combinatie van beide. Beide afvalstromen bevatten vrij veel nutriënten die momenteel niet volledig benut worden. Door deze nutriënten terug toe te passen op landbouwbodems wordt bijgedragen aan een duurzame gewasproductie en het behoud van de bodemvruchtbaarheid in diverse Europese regio’s.

Binnen het project evalueren we productieprocessen voor compost en biochar en passen we nieuwe technologieën toe om functionele biochar met een betere kwaliteit vanuit duurzaam bodembeheer te produceren. ILVO staat in voor de studie van effecten van het toevoegen van biochar op het composteringsproces. Het toevoegen van 10% biochar op drogestof-basis aan het begin van het composteerproces leidde tot een hogere afbraakactiviteit en lagere nutriëntbeschikbaarheid tijdens de eerste fase van het composteringsproces (Vandecasteele et al., 2013). Het toevoegen van biochar aan het eind van de compostering had ook een duidelijk effect. Zo bleek dat toevoegen van een kleine hoeveelheid biochar aan diverse types compost resulteerde in een verlaagde P-beschikbaarheid, wat het risico van de uitloging van P kort na het uitrijden van de compost kan verminderen. Mengen ven een lage dosis biochar met een hoge C/P-verhouding in een P-rijke compost resulteerde in een compost met een lagere P-beschikbaarheid, een hogere C/P-verhouding en een hogere gehalte aan organische stof dan de pure compost (Vandecasteele et al., 2014).

Daarnaast evalueren we de toepassing van compost, biochar en biochar-compost-mengsels in labo- en veldomstandigheden voor landbouwkundige en milieu-aspecten: gewasopbrengst, ziekteweerbaarheid, koolstofopslag in de bodem, en het verminderen van nutriëntenverliezen via uitloging.

De resultaten worden gebruikt om gebruiksaanwijzingen op te stellen voor een veilig en efficiënt gebruik van de eindproducten. Naast wetenschappelijke instellingen zijn er ook 6 KMO’s bij het project betrokken, zodat snelle implementatie van de resultaten en innovaties kan gebeuren.

6.8 LITERATUURLIJST

Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruysschaert, G., Boeckx, P., 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. Soil Biology & Biochemistry 55, 20-27.

Nelissen, V., 2013. Effects of biochar on soil processes, soil functions and crop growth. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium.

Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Ruysschaert, G., Boeckx, P., 2014a. Temporal evolution of biochar's impact on soil nitrogen processes – a ^{15}N tracing study. GCB Bioenergy, doi: 10.1111/gcbb.12156.

Nelissen, V., Ruysschaert, G., Müller-Stöver, D., Bodé, S., Cook, J., Ronsse, F., Shackley, S., Boeckx, P., Hauggaard-Nielsen, H., 2014b. Short-term effect of feedstock and pyrolysis temperature on biochar characteristics, soil and crop response in temperate soils. Agronomy 4, 52-73.

Nelissen, V., Saha, B.K., Ruysschaert, G., Boeckx, P., 2014c. Effect of different biochar and fertilizer types on N_2O and NO emissions. Soil Biology & Biochemistry 70, 244-255.

Nelissen, V., Ruysschaert, G., Manka'Abusi, D., Al-Barri, B., De Beuf, K., Cornelis, W., Boeckx, P., aanvaard. The impact of a woody biochar on soil properties and crop growth in a Belgian field trial. European Journal of Agronomy.

Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Sequaris, J.-M;, Moeller, A., Amelung, W. 2013. Biochar Affected by Composting with Farmyard Manure. Journal of Environmental Quality 42, 164-172.

Steiner, C., Das, K. C., Melear, N., Lakly, D. 2010. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. Journal of Environmental Quality 39, 1236-1242.

Vandecasteele, B., Mondini, C., D'Hose, T., Russo, S., Sinicco, T., Quero Alba, A. 2013. Effect of biochar amendment during composting and compost storage on greenhouse gas emissions, N losses and P availability. RAMIRAN 2013. Recycling of Organic Residues in Agriculture: From Waste Management to Ecosystem Services. Proceedings.

Vandecasteele, B., Reubens, B., Willekens, K., De Neve, S. 2014. Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: effects of feedstock on P availability. Waste and Biomass Valorization 5, 491-503.

7 KOOLSTOFSTROMEN BIJ ENERGIEGEWASSEN IN VERGELIJKING MET COURANTE LANDBOUWGEWASSEN

Vandecasteele B.[1], Muylle, H.[1], De Vliegher A.[1], Reubens, B.[1], Wittouck, D.[2], Legrand G.[3], Gobin, A. [4], Van Waes J.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO)*
[2] *Inagro*
[3] Koninklijk Belgisch Instituut tot Verbetering van de Biet (KBIVB)
[4] Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO)

7.1 INLEIDING

In het kader van bodembescherming speelt organisch materiaal in de bodem – en dus de voldoende hoge aanwezigheid van gewasresten- een sleutelrol bij de handhaving van organische stof in de bodem. Europa moedigt in het gemeenschappelijk landbouwbeleid praktijken aan die de bodemkwaliteit en bijgevolg de organische stof in de bodem op peil houden. Energie uit biomassa, waaronder gewasresten, is een belangrijke optie voor een verminderd gebruik van fossiele brandstoffen en een reductie van broeikasgasemissies. Zowel de teelt van energiegewassen als het weghalen van gewasresten uit courante akkerbouwrotaties beïnvloedt het organische stofgehalte in de bodem. Vooral de mate waarin gewasresten bijkomend verwijderd worden, kan een grote invloed hebben op de aanvoer van koolstof naar de bodem. Indien er voor de energieproductie een maximale hoeveelheid bovengrondse biomassa wordt geoogst, dan is de vraag of het organische stofgehalte in de bodem op peil kan blijven.

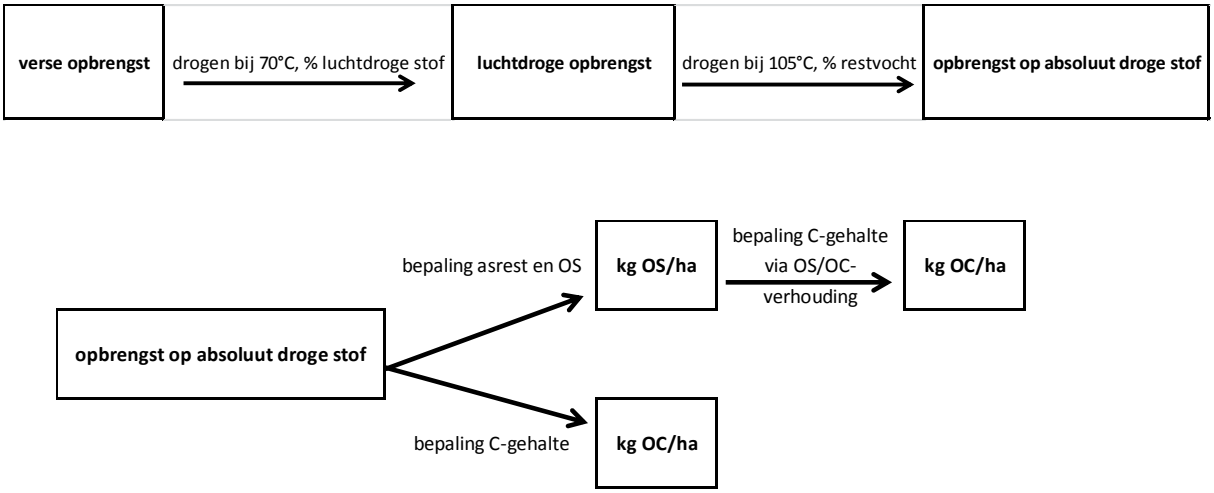
Dit hoofdstuk bevat gegevens over biomassa aan gewasresten bij courante landbouwgewassen en opbrengstgegevens van energiegewassen. Deze cijfers laten enerzijds toe om te begroten hoeveel biomassa potentieel beschikbaar is, maar anderzijds laten de gegevens ook toe een inschatting te maken van de bijdrage van gewasresten aan de toevoer van organisch materiaal aan de bodem. Belangrijke potentiële energieteelten zijn koolzaad, olifantsgras (miscanthus), energiemaïs en korte-omloophout. De gewasresten van korrelmaïs zijn een belangrijke bron van organische koolstof in teeltrotaties, maar vormen ook een belangrijke reststroom voor bio-energie.

7.2 MATERIAAL EN METHODES

Voor courante gewassen worden bij voorkeur gegevens van vergelijkende rassenproeven gebruikt. Indien de gegevens niet beschikbaar zijn via bestaande rassenproeven, maken we gebruik van gegevens uit specifieke veldproeven of van afgelopen projecten. Voor opbrengstgegevens en gegevens over bovengrondse gewasresten gebaseerd op veldproeven of vergelijkende rassenproeven wordt een reductie van 15% toegepast als omrekening naar de praktijk. Om het overzicht en de traceerbaarheid van de gebruikte cijfers te kunnen garanderen, gebeurt deze omrekening op het einde van dit hoofdstuk. Voor specifieke energiegewassen maken we gebruik van gegevens verzameld in de lopende veldproef bij ILVO met één- en meerjarige energiegewassen. Er zijn voor deze

veldproef gegevens beschikbaar voor miscanthus, sorghum, riet, rietgras, vingergras en korteomloophout (KOH) met wilg.

Opbrengsten en reststromen worden uitgedrukt als kg organische koolstof per ha (kg OC/ha). In onderstaand schema wordt aangegeven hoe de resultaten bij diverse gewassen en proeven uitgedrukt kunnen worden, en hoe de omrekening tussen de gebruikte eenheden gebeurt (Figuur 1). De gegevens in de verschillende tabellen zijn in hoofdzaak gebaseerd op staalnames op veldproeven en labo-analyses bij ILVO. De bepaling van het droge stofgehalte gebeurt in 2 stappen. De verse stalen worden gedroogd bij 70°C. Voor de bepaling van het organische stofgehalte na het malen van de stalen wordt het restvochtgehalte bepaald volgens ISO 6496 door het drogen van het luchtdroge en gemalen staal bij 105 °C gedurende 24 uur en het afwegen van de droogresten. Met het gewichtsverlies wordt het absoluut droge stofgehalte bepaald. Voor het merendeel van de verzamelde gegevens werd standaard het organische stofgehalte (OS) bepaald in de bemonsterde gewassen als het gewichtsverlies bij het verassen bij 550°C. Het organische stof- en asgehalte van het gewas wordt bepaald volgens ISO 5984 door verassing van de luchtdroge gewasstalen. Uit het verschil tussen het droge stof- en asgehalte wordt het organische stofgehalte berekend, en dit wordt via restvocht omgerekend naar absoluut droge stof. Op een aantal van deze stalen (verschillende gewassen en gewasdelen) wordt bijkomend het OC-gehalte gemeten door verbranding bij 1050°C met een Skalar Primacs SLC TOC-analyzer. Bij de bepaling van %OC werd rekening gehouden met het restvochtgehalte van de stalen. Op deze manier kan de OC/OS-verhouding per gewasdeel bepaald worden; deze factoren worden gebruikt om de gegevens om te rekenen naar kg OC/ha (Figuur 1).



Figuur 1: Omrekening tussen de verschillende gebruikte eenheden

Om verschillen in de afbreekbaarheid tussen gewassen en de eventuele bijdrage van gewasresten aan de organische stof in de bodem in te schatten, kunnen we ons baseren op de biochemische samenstelling van de gewasresten. Dit gebeurt via de bepaling van hemicellulose, cellulose en lignine. Deze fracties worden berekend uit de bepaling van neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF), en acid detergent lignin (ADL) volgens de Fibersac-methode, afgeleid van Van Soest *et al.* (1991).

7.3 Opbrengstgegevens en biochemische samenstelling van verschillende teelten

7.3.1 Opbrengsten van houtige teelten bij de vergelijkende energiegewassenproef ILVO

In 2007 startte ILVO een meerjarige proef met verschillende één- en meerjarige energiegewassen (Figuur 2). De energiegewassenproef omvat 3 deelproeven, nl. éénjarige grassen, meerjarige grassen en houtige gewassen. Elke variëteit wordt in 3 herhalingen getest.

Figuur 2: Meerjarige veldproef met éénjarige (onder twee bemestingsregimes) en meerjarige (zonder bemesting) energieteelten aangelegd in voorjaar 2007: eenjarige gewassen waaronder maïs, sorghum en Italiaans raaigras, meerjarig grasland (raaigras, timothee, kropaar) en meerjarige houtige teelten (wilg, Miscanthus, rietgras, vingergras en riet)

In Tabel 1 worden de opbrengsten gegeven bekomen in een vergelijkende opbrengstproef met 5 meerjarige energieteelten. De proef werd aangelegd in mei 2007 en uitgebaat zonder bemesting. De oogst is jaarlijks in het voorjaar (eind februari – begin april), behalve voor wilg, die om de 3 jaar geoogst wordt.

- Rietgras is een teelt die weinig installatietijd nodig heeft, maar niet persistent is over meerdere jaren, althans niet in deze uitbating van één snede per jaar. Na 2 oogsten is de zodedichtheid laag en is de verontkruiding hoog.
- Vingergras en *Miscanthus* hebben respectievelijk één tot twee jaar nodig om tot maximale productie te komen.
- Wilg (*Salix fragilis* cv. Belgisch rood) wordt 3-jaarlijks geoogst en werd voor de eerste maal geoogst in 2010 met een totale biomassa van 37.5 ton ADS/ha, wat neerkomt op een jaarlijkse opbrengst van 12.5 ton ADS/ha. De tweede oogst vond plaats in februari 2013 en leverde een jaarlijkse opbrengst van 18.5 ton ADS/ha.
- *Miscanthus x giganteus* heeft de hoogste opbrengst (variërend tussen 19.8 en 28.3 ton ADS/ha) van de opgenomen objecten. De teruggevallen opbrengst in 2011 is potentieel te wijten aan sneeuwval in de winter 2010-2011, waarbij de sneeuw lang bleef liggen. Door het gewicht van de sneeuw is een deel afgebroken en verloren gegaan.
- *Miscanthus sinensis cv.* Goliath, vingergras en wilg hebben vergelijkbare opbrengsten (8.7 – 15.9 ton ADS/ha).

De opbrengsten zijn vergelijkbaar met de waarden gevonden in de literatuur (Tabel 2). In Tabel 3 worden resultaten van de biochemische samenstelling van gewassen en gewasresten voor de houtige energiegewassen en andere gewassen gegeven. Op basis van de bepaling van het gehalte aan NDF, ADF en ADL werd de potentiële biodegradeerbaarheid berekend als de hemicellulose/lignine-verhouding, i.e., (hemicellulose + cellulose)/lignine. Hoe hoger deze waarde, hoe gemakkelijker het materiaal kan afbreken. Voor deze dataset wordt een negatief verband gevonden tussen het ligninegehalte en de biodegradeerbaarheid. Voor de houtige energieteelten hebben *Miscanthus* en vingergras de hoogste hemicellulose-inhoud en wilg de laagste. Het lignine-aandeel is het hoogst in wilg en het laagst in minder houtige teelten zoals rietgras. De verhouding holocellulose/lignine is het laagst bij wilg.

Tabel 1: Jaarlijkse opbrengst van 5 meerjarige energieteelten, energiemaïs en sorghum opgenomen in een meerjarige opbrengstproef aangelegd in voorjaar 2007 in Melle op een zandleem bodem (sg = stopgezet, ng=niet geoogst, ADS: absoluut droge stof). De meerjarige teelten werden niet bemest, energiemaïs en energiesorghum werden getest bij 2 bemestingsniveaus (hoog: 150 kg N, laag: 90 kg N)

	Opbrengst (ton ADS/ha)					
	2008	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**
Miscanthus						
Miscanthus x giganteus	3,3	15,4	25,7	19,8	28,3	17,8
Miscanthus sinensis cv. Goliath	0,5	4,1	14,0	14,3	13,3	11,8
Rietgras (*Phalaris arundinacea*)						
cv. Bamse	5,6	9,5	0,8	sg	sg	Sg
cv. Palaton	4,0	8,6	0,8	sg	Sg	Sg
Vingergras (*Panicum virgatum*)						
cv. Cave in Rock	2,5	12,7	8,7	9,5	9,9	6,0
cv. Kanlow	2,6	12,9	15,9	14,0	14,2	9,6
Wilg (*Salix fragilis* cv. Belgisch rood)	ng	ng	12,5*	ng	ng	18,5*
Riet (*Phragmites australis*)	0,9	3,7	3,3	4,2	sg	
Energiemaïs*, monocultuur, 90N**	16,6	17,5	14,2	16,4**	15,7**	13,4**
Energiemaïs*, monocultuur, 150N**	19,3	19,5	16,6	18,9**	18,0**	14,6**
Energiesorghum*, 72N**	14,3	12,6	12,0	8,5**	9,7**	14,2**
Energiesorghum*, 120N**	16,2	12,7	12,4	8,5**	10,7**	13,4**

*= wilg wordt 3-jaarlijks geoogst. De weergegeven opbrengst is jaarlijkse opbrengst, m.a.w. de oogst van 2010 en 2013 is uitgemiddeld over 3 jaren.
**: berekend op basis van 5% restvocht
***= gemiddelde van 2 rassen

Voor de KOH-aanplanting bij Inagro met diverse Zweedse (*S. viminalis x schwerinnii* cv Tora, *S. viminalis x (viminalis x schwerinnii)* cv Olof, *S. (vimimalis x schwerinnii) x vimiminalis* cv Tordis, *S. triandra x viminalis* cv Inger) en Nederlandse (*S. triandra* cv. Raamberger) biomassaklonen van wilgen is de gemiddelde opbrengst 16,7 ton DS/ha/jaar (incl wilg cv. Raamberger) of 18,4 ton DS/ha/jaar (excl wilg cv. Raamberger) (vermeld op enerpedia.be). Er wordt hier dus een hogere opbrengst vastgesteld dan bij de proef bij ILVO bij de eerste cyclus, maar zeer vergelijkbaar met de opbrengst bij de tweede cyclus.

We gebruiken daarom de opbrengst van de tweede cyclus in de proef bij ILVO voor de verdere berekeningen. Gauder et al. (2009, 2012) rapporteerde lagere opbrengsten voor *S. viminalis* bij niet-bemeste percelen (Tabel 2).

Tabel 2: Opbrengstgegevens voor houtige energiegewassen uit de literatuur (DS: droge stof)

Bron	gewas	bemesting (kg N)	oogsttijdstip	kg DS/ha
Amougou et al., 2011	*Miscanthus x giganteus*	0-120	herfst	20100-26100
Amougou et al., 2011	*Miscanthus x giganteus*	0-120	Winter	14300-19500
Strullu et al., 2011	*Miscanthus x giganteus*	0-120	herfst	25000-28000
Strullu et al., 2011	*Miscanthus x giganteus*	0-120	Winter	19000
Gauder et al., 2012	wilg (*Salix viminalis*)	0	Winter	7100
Gauder et al., 2012	wilg (*Salix viminalis*)	80	Winter	14400
Gauder et al., 2012	*Miscanthus x giganteus*	0	Winter	16800
Gauder et al., 2012	*Miscanthus x giganteus*	80	Winter	20900
Maughan et al., 2012	*Miscanthus x giganteus*	0	Herfst	14800
Maughan et al., 2012	*Miscanthus x giganteus*	60	Herfst	16000
Maughan et al., 2012	*Miscanthus x giganteus*	120	Herfst	16100

Naast de geoogste biomassa bevatten ook de blad- en wortelbiomassa organische stof. De bladval- en wortelbiomassa bij KOH wilg en de rhizoom- en bladvalbiomassa bij Miscanthus werd ook opgemeten (Tabel 4). De bladval bij KOH wilg werd in het najaar van 2012 bepaald, dus op het einde van de 3-jarige cyclus. In het eerste jaar van de daarop volgende cyclus werd de bladval opnieuw opgevolgd, en deze was duidelijk lager, nl. 2200 kg DS/ha aan bladeren en 200 kg DS/ha aan takjes. Vandecasteele et al. (2009) bepaalden de gemiddelde bladval bij 7 wilgenbossen op 2450 kg DS/ha. Bij KOH-uitbating ligt de biomassa aan bladval hoger.

De bladval bij *Miscanthus* wordt volgens literatuurgegevens begroot op 20 tot 25% van het geoogste materiaal (Beuch et al., 2000, Kahle et al., 2001, Amougou et al., 2011). In de winter 2012-2013 werd de bladval ook in het proefveld zelf bepaald (Tabel 4) bij *Miscanthus x giganteus*. Bij *Miscanthus x giganteus* zijn bij de oogst (na de winter) alle bladeren reeds gevallen. De bladval werd verzameld tot 30/1/2013, en bedroeg gemiddeld 4719 kg ADS/ha of 4406 kg OS/ha (Tabel 4). Tussen de 3 herhalingen in de proef werd een grote spreiding waargenomen. Deze spreiding was veel groter dan bij de metingen van de bladval van wilg in dezelfde proef. De grote spreiding kan te maken hebben met de lange bladeren bij *Miscanthus*. De gemiddelde opbrengst van *Miscanthus x giganteus* over de laatste 3 jaar bedroeg 24,6 ton ADS/ha, en dus blijkt dat hier de bladval ongeveer 20% van de geoogste biomassa bedraagt. De bladval werd ook in het daaropvolgende jaar bepaald, en bedroeg toen 5500 kg DS/ha.

Tabel 3: Gehalten aan organische stof (OS), hemicellulose, cellulose en lignine en de berekende biodegradeerbaarheid bij verschillende gewassen (analyses uitgevoerd door ILVO), gesorteerd volgens de biodegradeerbaarheid (nb: niet bepaald, ADS: absoluut droge stof, biodegr.: biodegradeerbaarheid)

Gewas	Deel	OS (%/ads)	Hemi-cellulose (%/ADS)	Cellulose (%/ADS)	lignine (%/ADS)	biodegr.
wilg	bladval, bladfractie	82.5	16.1	16.0	27.2	1.2
wilg	bladval, takfractie	92.0	13.4	37.7	27.6	1.9
wintergerst	wortel	67.3	24.8	17.8	11.7	3.6
wilg	geoogst	97.2	39.1	14.7	13.4	4.0
triticale	wortel	51.1	19.8	13.6	6.2	5.4
Miscanthus	rest stengel	93.9	29.1	41.9	12.6	5.6
Miscanthus	rhizoom	84.5	28.8	29.3	10.3	5.7
wintertarwe	wortel	40.5	28.8	24.4	8.5	6.2
wintertarwe	wortel	51.3	20.8	18.9	5.6	7.0
Miscanthus	geoogst	89.6	47.9	29.9	10.4	7.5
triticale	stoppel	92.4	30.2	44.0	9.6	7.7
wintertarwe	stoppel	90.5	28.7	40.5	8.7	7.9
wintertarwe	stoppel	88.9	28.6	43.9	9.1	8.0
riet	geoogst	88.2	42.4	31.5	9.2	8.0
vingergras	geoogst	88.8	44.0	32.5	9.1	8.4
rietgras	geoogst	nb	33.1	34.9	7.9	8.6
wintergerst	stoppel	95.0	32.0	46.1	8.6	9.1
energiemaïs	stoppel	76.1	29.1	33.1	6.8	9.2
Miscanthus	bladval	93.2	35.8	37.7	6.6	11.3
energiesorghum	geoogst	94.3	27.2	31.7	4.4	13.4
kuilmaïs	geoogst	94.9	18.0	20.8	2.3	16.9
energiemaïs	geoogst	93.7	24.4	23.3	2.3	20.5

Er zijn gegevens beschikbaar van de bemonstering van de wortelbiomassa bij KOH met wilg in het voorjaar van 2013 (Tabel 4). De wortelbiomassa van KOH met populier in centraal-Italië (Liberloo et al., 2009) uitgedrukt als C bedroeg 600 kg C/ha voor fijne wortels, 2500 kg C/ha voor wortels en 2000 kg C/ha voor de stronken, of in totaal 5100 kg C na 5 groeiseizoenen (eerste oogst na 3 jaar), en dus merkelijk lager dan de waarden die wij gemeten hebben. De strooiselbiomassa van KOH met populier bedroeg 5000 kg C/ha (Liberloo et al., 2009). Wanneer we benaderend uitgaan van een KOH-teelt van wilg van 20 jaar en het inwerken van de totale wortelbiomassa van 14600 kg OS/ha of 7290 kg C/ha na 20 jaar, kunnen we benaderend rekenen met een jaarlijkse input van 7290/20 =365 kg C/ha.

Voor *Miscanthus* werd de biomassa in de rhizomen bepaald (Tabel 4). De rhizomen kunnen een belangrijke bijdrage vormen aan de organische stof in de bodem. In praktijkomstandigheden zullen de rhizomen pas na 20 jaar ingewerkt worden in de bodem. Na opfrezen zullen de rhizomen uitdrogen en afsterven, waarna ze ingewerkt kunnen worden in de bodem. Voor de inschatting van de bijdrage van de wortelbiomassa bij *Miscanthus* aan de organische stof in de bodem, stellen we voor om de gemeten

waarden te verdelen over 5 jaar. De cijfers in Tabel 5 werden immers gemeten 5 jaar na aanplanten van de rhizomen. De waarden worden door 5 gedeeld om de jaarlijkse bijdrage te bepalen.

Vanwege de grote verschillen in aanvoer van organisch materiaal via de rhizomen en de stengelresten, wordt het gemiddelde genomen van de 2 variëteiten die in de vergelijkende veldproef met verschillende energiegewassen aangeplant werden, want voor deze 2 variëteiten zijn ook oogstgegevens voor de bovengrondse biomassa beschikbaar. De waarde die op deze manier uit Tabel 4 bekomen wordt, is 3450 kg OS/ha over een periode van 5 jaar. Naar jaarlijkse input van organische stof wordt dit dan 690 kg OS/ha.

Na de KOH-aanplant volgt meestal een periode van netto C-afbraak door het effect van bemesting en verstoring van de bodem door de aanplant (bijv. (Grogan & Matthews, 2002, Hellebrand et al., 2010). Dit effect is sterk afhankelijk van de uitgangssituatie van de bodem (vorig landgebruik, initieel gehalte aan C en nutriënten) (Grogan & Matthews, 2002). Na enkele jaren KOH is er netto opbouw van de C-voorraad in de bodem (Hellebrand et al., 2010). Uit literatuur blijkt dat houtige energiegewassen na enkele jaren leiden tot netto C-opbouw in de bodem. Qin et al. (2012) vergeleken via modellering de effecten van energiegewassen versus courante gewassen op het C-gehalte in de bodem. In vergelijking met soja en graangewassen bleek dat vingergras (switchgrass) en vooral *Miscanthus* een hogere netto primaire productie hadden, en tot een hogere C-opslag in de bodem leiden. Lasch et al. (2010) rapporteerden voor KOH met *P. tremula* een gemiddelde C-sequestratiesnelheid in de bodem van 810 kg C/ha.jaar. Hellebrand et al. (2010) rapporteerden op basis van veldmetingen een C-opslag van 300 kg C/ha.jaar voor KOH met wilg (*S. viminalis*) en populier (*Populus maximowiczii x P. nigra*), voor de éénjarige gewassen werd er een netto daling vastgesteld van 290 kg C/ha.jaar voor bemeste (150N) en 730 kg C/ha.jaar voor onbemeste behandelingen. Hellebrand et al. (2010) wijten dit aan de C-aanvoer via de bladval (bladeren en takken) bij KOH. De directe netto C-stijging in de bodem en de lagere N_2O-emissies leiden tot een gemiddeld CO_2-voordeel van 4 ton CO_2/ha.jaar op droge lemige zandbodems (Hellebrand et al., 2010). Twee of 3 jaar na de aanplant van *Miscanthus* op verschillende locaties in Ierland werd reeds een duidelijke stijging van het C-voorraad in de bodem gemeten door Zimmermann et al. (2012). De C-input door *Miscanthus* na 2 tot 3 jaar bedroeg 1.8 ton C/ha voor voormalig geploegde velden, en 2.2 ton C/ha voor voormalig grasland (Zimmermann et al., 2012).

Uit onderzoek van Jandl et al. (2012) blijkt dat de microbiële decompositie van de bladval bij KOH met wilg en populier trager verloopt dan bij de gewasresten van gangbare gewassen door de chemische samenstelling van de gevormde organische stof in de bodem onder KOH. Jandl et al. (2012) stelde ook belangrijke verschillen tussen klonen en soorten bij KOH vast voor wat betreft de C-input in de bodem; het gevormde organische materiaal bij bepaalde klonen zou een lage afbraaksnelheid hebben in vergelijking met andere klonen.

Tabel 4: Bepaling van biomassa aan wortels of rhizomen, en bladval bij verschillende één- of meerjarige energiegewassen

Gewas	Deel	kg ADS/ha	% OS op ads	kg OS/ha	C/N
KOH wilg	bladval, bladfractie	3348	82.50	2757	25
KOH wilg	bladval, takfractie	515	92.00	474	62
KOH wilg	stronk	7351	97.23	7560	157
KOH wilg	wortels	6611	92.80	7124	64
energiemaïs	wortels	2942	78.14	2272	57
energiemaïs	wortels	3112	74.10	2239	56
M. sinensis Goliath	rhizoom	3510	82.83	2911	33
M. sinensis Goliath	stengelresten	852	95.60	815	79
M. giganteus	rhizoom	2800	86.07	2432	31
M. giganteus	stengelresten	744	96.60	722	167
M. giganteus	bladval	4719	93.20	4406	60

7.3.2 Opbrengst van verschillende éénjarige energiegewassen bij de vergelijkende energieproef ILVO

In de veldproef bij ILVO worden ook een aantal éénjarige energiegewassen getest. Energiemaïs wordt getest in monocultuur en in een 3-jarige rotatie met Italiaans raaigras en sorghum (jaar 1: maïs, jaar 2: It. raaigras, jaar 3: sorghum). De resultaten voor energiemaïs voor 2008 t.e.m. 2010 worden in 1 gegeven. De stikstofbemesting heeft een beperkte invloed op de opbrengst, maar nauwelijks invloed op de chemische samenstelling van de geoogste biomassa. Het algemeen gemiddelde van de 3 proefjaren ligt iets lager dan het gemiddelde van de rassenproeven met energiegewassen (Tabel 11) indien we rekening houden met een gemiddeld restvochtgehalte van 5%. Voor energiemaïs werd de biomassa in de stoppel en de wortels bepaald in het najaar van 2012 (zie Tabel 4). De wortelbiomassa (met een stoppel van 5 cm) bedroeg gemiddeld 2256 kg OS/ha.

De resultaten voor energiesorghum voor 2008 t.e.m. 2010 worden in Tabel 1 gegeven. De DS-opbrengsten voor energiesorghum liggen lager dan voor energiemaïs. De stikstofbemesting heeft een beperkte invloed op de opbrengst, maar nauwelijks invloed op de chemische samenstelling van de geoogste biomassa.

7.3.3 LDS- en OS-opbrengst en biochemische samenstelling bij koolzaad

Voor koolzaad zijn korrelopbrengstgegevens beschikbaar van rassenproeven uitgevoerd door: Inagro, APPO en CRA-W. Naast korrelopbrengstgegevens zijn er ook resultaten beschikbaar voor vochtgehalte en oliegehalte. Voor koolzaadstro heeft Inagro in 2013 bepalingen uitgevoerd van de biomassa aan stro, stoppel en wortels (Tabel 5) voor de 2 langste en 2 kortste rassen voor wat betreft strolengte (Arsenal: 2e meest afgerijpte ras, Avatar: meest afgrijpte ras, DK Explicit: laat ras en DK Exquisite: laat ras). Het koolzaadstro

werd verzameld over een oppervlakte van 45m² per ras, de stengel- en wortelbiomassa werd bepaald voor 1m². Daarnaast zijn er ook praktijkgegevens of expertschattingen (Tabel 6). In bepaalde gevallen wordt het koolzaadstro al opgehaald, afhankelijk van de graanstroprijs.

Tabel 5: Biomassagegevens voor gewasresten van koolzaad bepaald in 2013 (Inagro)

Ras		Stro			stengel			wortels		
	Stengel-lengte	DS	OS	OS/ha	DS	OS	OS/ha	DS	OS	OS/ha
	cm	kg/ha	%	kg/ha	kg/ha	%	kg/ha	kg/ha	%	kg/ha
Arsenal	61	1810	83.3	1695	2454	30.0	2203	1298	25.8	979
Avatar	68.7	1578	84.6	1491	2370	79.1	2057	611	40.2	563
DK Explicit	52.5	2586	86.6	2433	2374	21.2	2117	1139	28.3	1045
DK Exquisite	53.7	2501	83.7	2318	2558	27.6	2300	1153	28.2	1042
Gemiddelde		**2119**	**84.5**	**1984**	**2439**	**39.5**	**2169**	**1050**	**30.6**	**907**

Tabel 6: Biomassagegevens voor gewasresten van koolzaad uit de literatuur

Bron	gewas	deel	kg vers/ha	kg DS/ha
SolarOilSystems	koolzaad	stro		4500
Mulier & Nevens, 2006	koolzaad	gewasrest		
PPO, 2003	koolzaad	stro	2700	
KWIN 2006 & 2012	koolzaad, winter	stro	3000-2700	
KWIN 2006	koolzaad, zomer	stro	2000	
KWIN 2012	koolzaad, winter	koolzaad	3900	
FOD Economie, 2011	Koolzaad	korrel	4030-4350	

*De bron "PPO, 2003" is een tabel op de website van WUR-PPO die werd geciteerd in BDB en UGent (2008) maar de tabel is momenteel niet meer raadpleegbaar. De cijfers werden zonder verdere omrekening overgenomen uit de geciteerde bronnen omdat bij diverse rapporten diverse omrekingsfactoren, aannames en schattingen gebruikt worden. KWIN: kwantitatieve informatie. Cijfers voor KWIN 2006&2012 gelden voor (jaar 2006) – (jaar 2012).
**Cijfers van de FOD Economie zijn afkomstig van Definitieve raming van de productie van de landbouwteelten (Federale Overheidsdienst Economie, K.M.O., Middenstand & Energie) en gelden voor (jaar 2010) – (jaar 2011).
*** www.solaroilsystems.nl, Bijlage 1: Koolzaad. Feiten en Cijfers PPO (Pure Plantaardige Olie)

Inagro heeft de resultaten van de rassenproeven van het APPO en CRA-W (2009, 2010, 2011) en van Inagro (2012) samen verwerkt (Inagro, 2012). Tabel 7 geeft een inzicht in het opbrengstpotentieel van de rassen doorheen de jaren. Voor koolzaad zijn er grote jaarsinvloeden: dit is vooral te verklaren doordat sommige rassen sterk aangetast waren

door vorst, de mindere bloei en in mindere mate sclerotinia, wat vooral in de proef in Nieuwpoort in een lagere opbrengst resulteerde (Inagro, 2012).

7.3.4 Gewasresten van korrelmaïs

De biomassa aan gewasresten bij korrelmaïs, verder beschreven als "restplant", wordt niet standaard bepaald bij de diverse rassenproeven in België. In de rassenproeven korrelmaïs uitgevoerd door ILVO werden in 2010 op 4 locaties naast de korrelopbrengst ook de droge stofopbrengst van de fracties aan schutbladeren + spil en stengel + bladeren bepaald. De gemiddelde resultaten over de locaties worden gegeven in Tabel 8**.**

De gemiddelde LDS-opbrengst van de fractie 'plant zonder korrels' voor de 20 rassen over de 4 locaties bedraagt 9.3 ton /ha. Voor de locaties Watervliet, Merelbeke, Ravels en Poperinge bedraagt de gemiddelde LDS-opbrengst resp. 9.6, 9.2, 8.8 en 9.7 ton LDS/ha. Ravels heeft een lichte zandbodem. Deze locatie haalt in deze vergelijking iets lagere LDS-opbrengsten t.o.v. de andere locaties op klei- of zandleembodem. De variatie tussen de rassen is groot: gemiddeld over de locaties bedraagt het verschil tussen de rassen met de hoogste en laagste LDS-opbrengst 2.4 ton LDS/ha (10.6 - 8.2 ton LDS/ha). Rassenkeuze heeft dus een aanzienlijk effect op de hoeveelheid DS restplant die men van het veld kan afhalen. Door de veredeling bij korrelmaïs wordt een jaarlijkse productiviteitstijging van 2,8% in korrelopbrengst gehaald (Van Waes, 2009). Dit betekent dat landbouwers regelmatig op nieuwe rassen overschakelen en hierdoor een grotere opbrengst realiseren.

7.3.4.1 Verhouding tussen de verschillende fracties van de korrelmaïsplant

De verhouding tussen de verschillende fracties van de maïsplant bij de oogst van korrelmaïs is vrij constant over de 4 locaties. Op basis van het gemiddelde van 20 rassen is de samenstelling 54% oogstbaar gedeelte en 46% restplant (Tabel 8). Shinners et al. (2007) rapporteerden een zeer vergelijkbare verdeling op droge stofbasis van 51.4% korrels, 38.3 (29.0+9.3) % stengels en bladeren, en 10.3 (6.1+4.2) % spil en schutbladeren. Van Slycken (2011) rapporteerde voor 7 energiemaïsrassen een iets andere verdeling op droge stofbasis van 38-46 % korrels, 37-49 % stengels en bladeren, en 13-16 % spil en schutbladeren, dus met een lager aandeel korrels.

Tabel 7: Resultaten van de korrelopbrengst bij de koolzaadrassenproeven van INAGRO in 2012 en het APPO en CRA-W in 2009, 2010 en 2011 (Bron: INAGRO, 2012)

Ras	Zande 2012		Nieuwpoort 2012		Gem. Regio kust 2012	Gem. Vlaanderen - Wallonië 2011	Gem. Wallonië 2010	Gem. Wallonië 2009	Gemiddelde 2009-2012 België
	kg vers/ha	% vocht	kg vers/ha	% vocht	kg vers/ha	kg vers/ha	kg vers/ha	kg vers/ha	kg vers/ha
Sensation	5040	8.6	4472	12.2	4756	5880			5318
Bonanza	4594	8.5	4597	12.5	4595				4595
Safran	4906	8.1	4265	12.4	4586	5820			5203
Chrome (CHH)	4415	8.4	4555	12.9	4485	6123	6025		5544
DK Exquisite	4505	8	4307	12	4406	6304	6025	5173	5477
Pamela (LIJN)	4683	8.7	4100	12.4	4391	5941			5166
PR 46W14	4371	8	4348	12	4359	5820	5970	5748	5474
Dynastie	4594	8.3	4058	12.3	4326	6183	6079	5486	5519
Atenzo (HR)	4505	8.8	4017	12.5	4261		0		2130
Exocet	4415	8.3	4058	13.5	4237	6183	5641	5382	5361
Flash	4371	8.4	4141	13.1	4256	6304	6134	5539	5558
PR 46W20	4237	8.1	4058	12	4148		5587		4867
Climber	4059	8.2	3396	12.2	3727				3727
DK Excellium	3746	8.6	3603	13.1	3675				3675
gemiddelde	**4460**	**8.4**	**4141**	**12.5**	**4301**	**6062**	**5923**	**5465**	**5438**

Tabel 8: Overzicht van de luchtdroge stofopbrengst aan restplant van korrelmaïs t.a.v. het totaal in 2010 (n= 20 rassen) in Watervliet, Merelbeke , Ravels en Poperinge

Locatie	oogst-datum		Droge stofopbrengst in % tav totaal					
			korrels	spil met schutblad	stengel+ blad	plant zonder korrel	Totale plant	Totale plant kg /ha
Pop.	21/10	gemiddelde	**53**	**11**	**36**	**47**	**100**	**20762**
		standaarddeviatie	*2*	1	2	2		*1370*
Mer.	26/okt	gemiddelde	**55**	**11**	**33**	**45**	**100**	**20414**
		standaarddeviatie	*3*	1	3	3		*1397*
Rav.	28/okt	gemiddelde	**54**	**12**	**34**	**46**	**100**	**19262**
		standaarddeviatie	*2*	1	3	2		*1515*
Wat.	3/nov	gemiddelde	**53**	**11**	**36**	**47**	**100**	**20564**
		standaarddeviatie	*3*	1	4	3		*2135*
Gemiddelde		gemiddelde	**54**	**11**	**35**	**46**	**100**	**20250**
		standaarddeviatie	*2*	1	2	2		*1178*

7.3.4.2 Rassenkeuze bij korrelmaïs met als doel een hoge restplantfractie te bekomen voor vergisting

De opbrengst aan energie per ha via vergisting is o.a. afhankelijk van de hoeveelheid restplantfractie per ha en van het aandeel "spil + schutbladeren". De spil en schutbladeren hebben immers een hogere vergistingswaarde dan de fractie "stengel + bladeren". In de praktijk zal de landbouwer zijn rassenkeuze voor korrelmaïs vnl. bepalen op basis van de korrelopbrengst, het vochtgehalte van de korrels (hoe droger hoe minder droogkosten) en opbrengstzekerheid (legering, resistentie stengelrot). Het rendement van de afvoer van de restfractie zal voor hem niet van primordiaal belang zijn. Het bedrijf dat de afvoer van de restfractie wil valoriseren, zal de klemtoon leggen op de opbrengst aan restfractie en aan het aandeel spil + schutbladeren. Beide uitgangspunten combineren niet zo goed bij het selecteren van een bepaald ras.

7.3.4.3 Afvoer van organische stof via de restfractie 'planten zonder korrels'

De fracties stengels + bladeren en spil + schutbladeren werden in de 4 locaties gewogen en bemonsterd voor de bepaling van het droge stofgehalte (uitgedrukt als LDS) en de inhoud aan organische stof. De potentiële afvoer via de totale oogstbare restfractie uitgedrukt als organische stof bedraagt 8740 kg OS/ha (Tabel 9). Deze waarden gelden voor proefveldomstandigheden. De opbrengst van maïs in praktijkomstandigheden ligt echter minstens 10% lager dan bij proefveldomstandigheden (Van Waes, 2009).

De waarde die op deze manier berekend werd, ligt hoger dan de waarden in de literatuur voor Vlaanderen en Nederland (Tabel 10) maar is sterk vergelijkbaar met resultaten in andere studies gebaseerd op veldmetingen.

De metingen voor korrelmaïsstro dienen beschouwd te worden als de potentiële C in de gewasrest, want het materiaal werd bemonsterd vóór het oogsten. Bij de bepaling werden de planten relatief dicht bij de bodem (resterende stoppel = 5cm) afgekapt. Op deze manier kan het effect van stoppelhoogte mee bepaald worden. De effectieve hoeveelheid gewasrest die op de bodem terechtkomt, of als stoppel achterblijft, wordt beïnvloed door het oogsttijdstip, stoppelhoogte,

methode van oogsten/dorsen, … Bij deze studie is het belangrijk te beseffen dat de fractie restplant die in Vlaanderen kan verwijderd worden, beperkt wordt door de gebruikte oogsttechniek en het late oogsttijdstip.

Er zijn slechts biomassabepalingen voor de restplant-fractie beschikbaar voor 2010. Om een idee te krijgen van de variatie tussen verschillende jaren, worden de korrelopbrengsten gegeven voor 10 rassen die gedurende 3 opeenvolgende jaren getest werden op verschillende locaties i.f.v. het rassenonderzoek voor de nationale en Europese rassencatalogus. De gemiddelde opbrengsten voor 2010 en 2011 zijn zeer vergelijkbaar, en hoger dan de opbrengsten van 2012. Uit de statistische verwerking van de gegevens via ANOVA werd besloten dat er geen significant jaareffect was op de korrelopbrengst. Het ras had wel een significant effect op de opbrengst (Pannecoucque et al., 2012).

7.3.4.4 Ophaalrendement

Het ophaalrendement van de restplant van korrelmaïs is sterk afhankelijk van het gebruikte materiaal en de toestand van het perceel. Bij een verkennende proef op 2 locaties, werd de restplant opgehaald met volgende bewerkingen:

- Dorsen van de korrels op klassieke wijze
- Samenharken van de restplant (zoals gras wordt samen geharkt)
- Oprapen en in balen persen, al dan niet gewikkeld in plastiekfolie
- Afvoeren van balen naar stockagelocatie

Bij de bepaling van het ophaalrendement bleef de stoppel staan, met een gemiddelde hoogte van ongeveer 25 cm. Het rendement werd berekend na de oogst, als het verschil tussen de gewasresten voor en na het ophalen van het stro. Wat bij de oogst verloren ging of te fijn is om handmatig te verzamelen, is dus samen met de stoppel niet meegenomen in de berekening. Het ophaalrendement bij deze proeven was vrij laag, nl. 34 tot 68% op droge stofbasis (Vandecasteele et al., 2012). Bovendien bevatte het verzamelde materiaal vrij veel aarde. De inzet van meer geschikt materiaal zal dus vereist zijn om het ophaalrendement te verhogen. Shinners et al. (2007) vergeleken in Wisconsin (USA) het ophaalrendement van de restplant van korrelmaïs met of zonder bijkomende droogperiode op het veld. Bij het vers ophalen varieerde het ophaalrendement tussen 50 en 57% op droge stofbasis, bij de gedroogde restplant was het ophaalrendement aanzienlijk lager, nl. 33-41% op droge stofbasis. In deze studie werd het ophaalrendement berekend t.o.v. de staande biomassa net voor de oogst. De auteurs besloten dat het ophaalrendement afnam naarmate de tijd tussen oogst en ophalen toenam (Shinners et al., 2007). Via het instellen van de hoogte van de oogst kan de landbouwer ook beslissen welke fractie afgevoerd wordt (Johnson et al., 2010), en welke fractie van de bovengrondse gewasresten als stoppel achterblijft. Er wordt momenteel ook gewerkt aan aangepaste oogstmachines om de restplant of specifieke fracties ervan efficiënter te verzamelen (Shinners et al., 2012).

Tabel 9: Berekende hoeveelheid restplant (bestaande uit de fracties "spil+schutbladeren" en "stengel+bladeren") uitgedrukt als kg OS/ha

	Restplant	Spil + schutbladeren	Stengel + bladeren
%ADS/LDS	97.5	97.6	97.5
kg ADS/ha	9098	2177	6921
%OS/ADS	96.1	92.4	97.2
kg OS/ha	8740	2011	6729

Tabel 10: Biomassagegevens voor gewasresten van korrel- en kuilmaïs uit de literatuur

Bron	Gewas	Deel	kg DS/ha	kg C/ha	kg OS/ha
Mulier et al., 2006	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	8000		
PPO, 2003	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest			5556
Sleutel et al., 2007	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	8000		
Vandecasteele et al., 2012 #	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	9300		8800
Smit, 1994	snijmaïs	bovengrondse gewasrest	300		
Sleutel et al., 2007	snijmaïs	stoppel	3400		
Van Slycken, 2011 #	energiemais	stengels	4200-6800		
Van Slycken, 2011 #		bladeren	2800-4200		
Van Slycken, 2011 #		schutblad	1200-1500		
Van Slycken, 2011 #		spil	1400-1900		
Van Slycken, 2011 #		korrel	7000-9400		
Van Slycken, 2011 #		totaal restplant	10000-13900		
Balesdent & Balabane, 1996 #	korrelmaïs	korrel		3400	
Balesdent & Balabane, 1996 #	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest		3400	
Shinners et al., 2007 #	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	8600-11300		
Monaco et al., 2008 #	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	12600	5730	
Chalhoub et al., 2013 #	korrelmaïs	bovengrondse gewasrest	9900-11300		
KWIN, 2012	snijmaïs, zandgrond	geoogst product	16000		
KWIN, 2012	snijmaïs, kleigrond	geoogst product	16500		

Bronnen aangegeven met # zijn gebaseerd op traceerbare veldmetingen (locaties en jaren gekend) (NG: niet gespecifieerd). KWIN: kwantitatieve informatie.

7.3.5 LDS- en OS-opbrengst en biochemische samenstelling bij energie- en kuilmaïs

Rassenkeuze is een belangrijke factor bij maïs, zowel voor opbrengst als voor samenstelling. Bij maïs zijn er diverse rassen i.f.v. toepassing (kuil-, energie-, korrelmaïs), afrijping (bijv. Stay green-rassen) en oogsttijdstip (vroege en late rassen). Korrelmaïs wordt meestal later geoogst om een voldoende

laag vochtgehalte in de korrel te hebben om de droogkosten van de geoogste korrels te beperken. Voor sommige toepassingen speelt het vochtgehalte van de korrel niet zo een grote rol, waardoor de maïs vroeger gedorst kan worden. Bij vroege oogst worden minder natte omstandigheden op het veld vermeden, zodat het risico op structuurschade beperkt kan worden. Bij het aanleveren van cijfers is het belangrijk om rasverschillen mee in rekening te brengen.

7.3.5.1 Energiemaïs

Er worden momenteel specifieke rassen als energiemaïs gecommercialiseerd. Algemeen zijn deze rassen zeer vergelijkbaar met late kuilmaïsrassen. Voor energiemaïs zijn opbrengstgegevens beschikbaar van een vergelijkende rassenproef gedurende 3 opeenvolgende jaren, uitgevoerd door het Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw (LCV).

Het onderzoek omvat 4 rassenproeven, verspreid binnen Vlaanderen, nl. Geel (Hooibeekhoeve Provincie Antwerpen), Merelbeke (ILVO), Beitem (Inagro vzw) en Tongeren (PIBO Campus vzw). De 4 proeven werden aangelegd in een volledige blokkenproef met 4 parallellen, overeenkomstig een gemeenschappelijk protocol. De resultaten (uitgedrukt als luchtdroge opbrengst) worden in Tabel 11 gegeven. Daarnaast zijn opbrengstgegevens en resultaten i.v.m. biochemische samenstelling beschikbaar voor 2 energiemaïsrassen in de energiegewassenproef bij ILVO, en dit voor 2008, 2009 en 2010 (Tabel 2). Van Slycken (2011) rapporteerde ADS-opbrengsten voor de fracties blad, stengel, schutblad, spil en korrel voor 7 energiemaïsrassen in de Kempen (10). De totale biomassa varieerde tussen 17 en 23 ton ADS/ha, wat vergelijkbaar is met de cijfers in Tabel 11.

Tabel 11: Gemiddelde opbrengstresultaten van de rassenproeven energiemaïs in het kader van LCV (LDS: luchtdroge stof)

Jaar	ton LDS/ha	Aantal locaties	Bron
2011	22.2	4	LCV, 2012
2010	21.3	3	LCV, 2011
2009	21.8	3	LCV, 2010
2008	18.5	3	LCV, 2009
2007	22.3	3	LCV, 2008
Gemiddelde	21.2		

7.3.5.2 Kuilmaïs

Op basis van de gegevens van het rassenonderzoek voor de nationale en Europese rassencatalogus kunnen gegevens over DS- opbrengst aangeleverd worden (Tabel 12). Bij de oogst wordt met een korte stoppel van ongeveer 10 cm gewerkt. Door de veredeling wordt een jaarlijkse productiviteitstijging van 1,1% in droge stof-opbrengst behaald bij kuilmaïs (Van Waes, 2009). Dit betekent dat landbouwers regelmatig op nieuwe rassen overschakelen en hierdoor een grotere opbrengst realiseren. De gemiddelde opbrengsten voor 2010 en 2011 zijn zeer vergelijkbaar, en iets hoger dan de opbrengsten van 2012. Uit de statistische werking van de gegevens via ANOVA werd besloten dat er geen significant jaareffect was op de droge stofopbrengst. Het ras had wel een significant effect op de opbrengst (Pannecoucque et al., 2012).

Voor wat biochemische samenstelling betreft, zijn er gegevens voor 36 maïskuilen beschikbaar met een drogestofgehalte van min 28% ADS tot 42% ADS (gegevens van Johan De Boever, ILVO-DIER). De gegevens worden samengevat in Tabel 13. Het inkuilen heeft bij deze DS-gehalten geen groot effect op de biochemische samenstelling.

Tabel 12: Gemiddelde droge stofopbrengst van 14 kuilmaïsrassen in 3 opeenvolgende jaren op verschillende locaties, gebaseerd op Pannecoucque et al. (2012) (gew. Gem.: gewogen gemiddelde)

Totale opbrengsten aan luchtdroge stof in kg/ha				
Jaar	2010	2011	2012	gew. gem.
# Locaties	6	4	4	14
Gem. vroege rassen	19560	19635	19520	19570
Gem. late rassen	20301	20240	19726	20119

Tabel 13: Biochemische samenstelling van 36 maïskuilen (NDF: neutral detergent fibre, ADS: absoluut droge stof) (Bron: Johan De Boever, ILVO-DIER)

Parameter	Gem. ± SD	Min.-Max. Range
Droge stof (g/kg vers)	314 ± 31	273 - 383
Ruwe as (g/kg ADS)	51 ± 6	42 - 70
Celwanden (NDF) (g/kg ADS)	411 ± 21	370 - 445
Hemicellulose (g/kg ADS)	180 ± 12	158 - 204
Cellulose (g/kg ADS)	208 ± 14	174 - 232
Lignine (g/kg ADS)	23 ± 4	15 - 30

7.3.6 LDS- en OS-opbrengst en biochemische samenstelling bij suikerbieten

Gegevens voor België werden opgevraagd bij KBIVB. Gewasresten, loofmassa, asrest, organische stof of DS-gehalte worden niet bepaald in de KBIVB-rassenproeven. KBIVB beschikt wel over cijfers afkomstig van de bemonsteringen gemaakt door de landbouwkundige diensten van de suikerfabrieken op drie tijdstippen (begin augustus, half augustus, begin september), en van de nationale gemiddelde jaarlijkse finale worteloogst. Bij de oogst wordt een deel van de kop samen met de bladeren op het veld achtergelaten. Uit Tabel 14 blijkt dat deze restfractie (kop+blad) ongeveer 50 ton vers/ha is begin september en dat dit gewicht nog lichtjes moet dalen tijdens de bietenoogst. De netto wortelopbrengst is ongeveer 70 ton vers/ha voor de 10 laatste jaren, en 75-80 ton vers/ha voor de laatste jaren. Het % droge stof van kop+blad is ongeveer 15% DS. Het % droge stof van de wortel is ongeveer 22% DS. Deze gegevens zijn afkomstig van de Landbouwkundige diensten van de suikerfabrieken en niet-gepubliceerde resultaten van recente KBIVB-proeven, en worden elk jaar op de website van KBIVB gepubliceerd (Bron: KBIVB). Het gaat om netto-opbrengsten: de wortels werden reeds gewassen. Bij de eerste 3 staalnames werd manueel geoogst, bij de laatste periode werd machinaal geoogst (= reële opbrengst). Er blijft dus een grote massa aan gewasresten op het veld achter bij de oogst. Daarnaast zijn er ook rooiverliezen: ongeveer 1,5 ton onbruikbare bieten (500-3000 kg) blijft op het veld. Wanneer de bieten direct opgeladen worden met een siloreiniger (10 m breed) blijven er extra 200-300 kg/ha aan onbruikbare wortelresten op het veld. Er zijn geen gegevens over andere wortelresten op het veld.

In Nederland werd de opbrengst, het energierendement, de nutriëntenafvoer en de broeikasgasemissiereductie bepaald bij het gebruik van suikerbieten voor co-vergisting (Hanse en Huibregts, 2011). In het rapport worden gemiddelde biomassagegevens voor 5 proefvelden gedurende 3 jaar gegeven. Gemiddeld werd er 20,2 ton OS/ha aan wortel en 4,9 ton OS/ha aan loof opgemeten. Er werd ook onderzocht of suikerbieten telen voor vergisting nog kan na een vroeg gewas, waarbij de oogst na de winter plaatsvindt, de zogenaamde tussenteelt. Alleen bij vroege uitzaai voor begin augustus werden voldoende hoge opbrengsten verkregen met een hoog energierendement en een broeikasgasemissiereductie, die voldeed aan het duurzaamheidscriterium (Huibregts et al., 2011).

Tabel 15: Biomassagegevens voor opbrengst en gewasresten van suikerbieten uit de literatuur

Bron	gewas	deel	kg vers/ha	kg DS/ha	kg C/ha
Smit, 1994	gewasrest suikerbiet	gewasrest		4000	
PPO, 2003	suikerbiet	kop + bladeren	33300		
Mulier & Nevens, 2006	suikerbiet	gewasrest			
Sleutel et al. 2007	suikerbiet	kop+bladeren		7000	2632
van Dijk et al., 2005	suikerbieten	bieten	60000		
De Wolf & de Haan 2005	suikerbieten	gewasrest	32300	4845	
BDB&Ugent, 2008	suikerbieten	gewasrest		4000	
FOD Economie, 2011	Suikerbieten	wortelen	75290-86960		
KWIN 2006	suikerbieten rivierklei	bieten	66000		
KWIN 2006 & 2012	suikerbieten zand	bieten	63000-69700		
KWIN 2006 & 2012	suikerbieten, kleigrond 1	bieten	74000-83100		
KWIN 2006 & 2012	suikerbieten, kleigrond 2	bieten	65000-71800		
KWIN 2006 & 2012	suikerbieten, kleigrond 3	bieten	68000-75000		
KWIN 2006 & 2012	suikerbieten, zand- en dalgrond	bieten	63000-70100		

De bron “PPO, 2003” is een tabel op de website van WUR-PPO die werd geciteerd in BDB en UGent (2008) maar de tabel is momenteel niet meer raadpleegbaar. Cijfers van de FOD Economie zijn afkomstig van Definitieve raming van de productie van de landbouwteelten (Federale Overheidsdienst Economie, K.M.O., Middenstand & Energie) en gelden voor (jaar 2010) – (jaar 2011). KWIN: kwantitatieve informatie. Cijfers voor KWIN 2006&2012 gelden voor (jaar 2006) – (jaar 2012). Cijfers voor KWIN 2006&2012 gelden voor (jaar 2006) – (jaar 2012).

Tabel 14: Veldgegevens over biomassa (kg vers/ha) aan kop+blad en wortel op verschillende tijdstippen voorafgaand aan de oogst en bij de oogst voor verschillende jaren (bron: KBIVB)

	eerste staalname			tweede staalname			derde staalname			finaal
	wortel	kop+blad	kop+blad/wortel	wortel	kop+blad	kop+blad/wortel	wortel	kop+blad	kop+blad/wortel	wortel
jaar	04-10/08	04-10/08	04-10/08	18-24/08	18-24/08	18-24/08	01-07/09	01-07/09	01-07/09	Finaal
2002	44393	59640	1.34	56227	59387	1.06	67140	55850	0.83	65100
2003	52661	41351	0.79	61882	39019	0.63	70647	36865	0.52	67460
2004	51364	54916	1.07	66450	59143	0.89	72981	56315	0.77	69905
2005	47556	55702	1.17	57662	55998	0.97	65049	53408	0.82	66049
2006	43696	39804	0.91	55118	44798	0.81	64877	43981	0.68	66070
2007	52245	61176	1.17	60834	62608	1.03	69446	58209	0.84	65043
2008	44120	60104	1.36	57338	59945	1.05	65022	55709	0.86	68627
2009	58970	48393	0.82	69762	45934	0.66	77092	42734	0.55	77146
2010	46516	42480	0.91	63366	47705	0.75	72053	46586	0.65	73254
2011	64065	55572	0.87	75810	56165	0.74	83000	55869	0.67	81172
2012	46662	68650	1.47	56874	66893	1.18	67266	60276	0.90	72585
2013	48303	54222	1.12	58091	54235	0.93	66525	49538	0.74	76786
2014	63294	61716	0.98	73177	62511	0.85	84432	59907	0.71	
2002 - 2011	50559	51914	1.04	62445	53070	0.86	70731	50553	0.72	69983
2010 - 2014	53233	55759	1.07	64960	56763	0.89	74001	53788	0.73	74756

Tabel 17: Opbrengstcijfers en gewasresten uitgedrukt als jaarlijkse input in kg OC/ha (ADS: absoluut droge stof, LDS: luchtdroge stof, KOH: korte-omloophout)

Gewas	Deel	kg vers/ha	kg LDS/ha	% ADS/LDS	kg ADS/ha	% OS/ADS	kg OS/ha	OS/OC	Kg C/ha	kg C/ha praktijk + afgerond
koolzaad	koolzaad	5438		89.6	4872					
	stro				2119	84.5	1984	1.97	1007	1000
	stoppel + wortels				3489		3076	1.89	1628	1630
kuilmaïs	geoogst		19841	95.0	18849	93.7	17661	2.13	8292	7050
	5 cm stoppel + wortel		3103	97.5	3027	76.1	2256	1.93	1169	1170
suikerbieten	wortel (geoogst)	70416		22	15492					
	kop + blad	49962		15	7494	85.0	6370	2.13	2991	2990
	wortelresten	1389					556	2.13	261	260
	bladresten	5185					778	2.13	365	360
	oogstresten zonder blad	2222					333	2.13	156	160
korrelmaïs	korrel				10949					
	bovengrondse resten		9331	97.5	9098	96.1	8739	2.13	4103	3490
	5 cm stoppel + wortel		3103	97.5	3027	76.1	2256	1.93	1169	1170
energiemaïs	geoogst		21200	95.0	20140	93.7	18871	2.13	8860	7530
	5 cm stoppel + wortel		3103	97.5	3027	76.1	2255.7	1.93	1169	1170
miscanthus	geoogst				19233	89.5	17214	2.04	8438	7170
	bladval				4808	89.5	4303	2.04	2110	1790
	stoppel + rhizoom + wortel						690	2.11	327	330
KOH wilg	geoogst				18490	97.2	17972	2.07	8682	7380
	bladval-blad		3658	91.5	3348	82.5	2757	1.81	1523	1300
	bladval-tak		559	92.1	515	92.0	474	1.89	251	210
	wortels								365	365

* Voor *Miscanthus* werd de gemiddelde opbrengst van de 2 variëteiten over de laatste 3 jaar genomen. De bladval bij *Miscanthus* wordt begroot op 25% van het geoogste materiaal. Voor koolzaad is de OS/OC-verhouding voor stoppel + wortel (1.89) gebaseerd op de gemiddelde verhouding van stoppel (2.03) en wortel (1.75) voor granen, en de OS/OC-verhouding voor stro is gebaseerd op Lehtomäki (2006).

7.4 JAARLIJKSE INPUT AAN C VIA BOVEN- EN ONDERGRONDSE GEWASRESTEN EN AFVOER VIA DE OOGST

De omrekening van biomassa uitgedrukt als OS naar OC gebeurt via de OS/OC-verhouding, die voor deze gewassen werd bepaald (Tabel 16). De analyseresultaten van onze studie, nl. 1.81-2.13 voor bovengrondse gewasresten van diverse gewassen, en 1.75-2.11 voor ondergrondse gewasresten van diverse gewassen, komen goed overeen met gegevens van Chaves (2006), nl. 1.80-2.15 voor bovengrondse gewasresten van groenten en vanggewassen, en 1.85-2.11 voor ondergrondse gewasresten van groenten en vanggewassen, en de gegevens uit de literatuur van diverse gewassen, nl. 1.97-2.13 voor bovengrondse gewasresten (resultaten niet weergegeven).

In de voorliggende studie zijn analyseresultaten van DS- en OS-gehalten voor verschillende gewassen beschikbaar. Op basis van de hier verzamelde gegevens uit veldmetingen en literatuur, worden representatieve waarden berekend en omgezet naar kg OC/ha voor de jaarlijkse input aan C (Tabel 17). Voor de opbrengstgegevens en gegevens over bovengrondse gewasresten die bekomen werden op proefveldschaal of bij vergelijkende rassenproeven is een reductie met ca. 15% noodzakelijk om dit naar het opbrengstniveau van de praktijk te vertalen. Deze omrekening gebeurt op opbrengstcijfers uitgedrukt als kg C/ha (Tabel 17). De OS-gehalten worden op basis van gewasspecifieke OS/OC-verhoudingen omgerekend (Tabel 16).

Tabel 16: OS/OC-verhoudingen bepaald op de gewassen en gewasresten in deze studie

Matrix	Deel	OS/OC
sorghum	geoogst materiaal	2.08
energiemaïs	geoogst materiaal	2.13
	wortel + stoppel	1.93
miscanthus	geoogst materiaal	2.04
	rhizoom	2.11
vingergras	geoogst materiaal	2.07
wilg	geoogst materiaal	2.07
	bladeren	1.81
	tak	1.89
	wortels	1.96
	stronk	2.07
wintergerst	stoppel	2.05
triticale	stoppel	2.04
wintertarwe	stoppel	2.03
granen	wortel	1.75

Bij kuilmaïs bepaalt de stoppelhoogte de hoeveelheid geoogst materiaal en dus ook de hoeveelheid bovengrondse gewasresten. Bij korrelmaïs waarbij het stro niet afgevoerd wordt, is dit niet zo, maar de stoppelhoogte bepaalt wel de verdeling tussen het reeds verkleind materiaal aan het oppervlak en het resterend materiaal als stoppel. Monaco et al. (2008) rapporteerde een gemiddelde jaarlijkse input van C en N via restplant van 5730 kg C/ha en 92 kg N/ha voor een proef gedurende 11 jaar. De

jaarlijkse hoeveelheid maïsstro was 12.6 ton DS/ha. Ten opzichte van het referentieobject (kuilmaïs) werd na 11 jaar voor maïsstro 11% van de toegevoegde C in de bodem teruggevonden, voor runderdrijfmest was dit 25 % en voor stalmest was dit 48% van de toegevoegde C.

Bij korrelmaïs kan er ook voor geopteerd worden om enkel de fractie “spil+schutblad” op te halen voor bio-energieproductie. De OS-opbrengst voor beide fracties werd berekend in Tabel 9. Omgerekend voor een OS/OC-verhouding van 2.13 en rekening houdend met een opbrengstreductie van 15% (omrekening van proefveld- naar praktijkomstandigheden) komt dit op 803 kg C/ha voor de fractie “spil+schutblad” versus 2685 kg C/ha voor de overige plantenresten van korrelmaïs.

Energiegewassen hoeven niet per sé negatief te zijn voor het organische stofgehalte in de bodem: de veldmetingen en de literatuur geven aan dat bij de meerjarige energiegewassen zoals Miscanthus en korteomloophakhout de gewasresten een grote hoeveelheid C aan de bodem leveren, en dat dit organisch materiaal een lagere afbreekbaarheid heeft dan bij courante gewassen.

7.5 Discussie

7.5.1 Gewasresten en afvoer van C

Voor gewasresten kunnen we de biomassa best als kg OS/ha of kg OC/ha uitdrukken, omdat we dan corrigeren voor de fractie aarde in het geoogste materiaal en in de wortels. Bij *Miscanthus* en energiemaïs is het geoogste product ook gelijk aan de resterende biomassa, nl. plantbiomassa. Hoe meer er geoogst wordt, hoe minder gewasrest er achterblijft. Bij de andere gewassen is het geoogste deel (granen, suikerbiet) duidelijk verschillend van de gewasrest.

Voor korrel- en kuilmaïs is de stoppellengte variabel en dit kan een grote invloed hebben op de C-afvoer. De gemiddelde lengte van de maïsplanten in de veldproeven met korrelmaïs in 2010 waar de biomassa aan restplant bepaald werd, was 275 cm (stdev.: 12 cm). Elke cm stoppellengte staat dus voor 12,9 kg C/ha. De gemiddelde hoogte van de kolfaanzetting was 112 cm (stdev.: 7 cm). Soms leeft het idee om ook bij kuilmaïs een langere stoppel te laten staan: er wordt minder biomassa geoogst maar het levert wel materiaal met een hogere voederwaarde op. De stoppel zelf levert dus extra biomassa, maar met een lagere voederwaarde.

7.5.2 Biochemische samenstelling en humificatie

Naast gegevens over biomassa hebben we in dit hoofdstuk ook metingen van de biochemische samenstelling gerapporteerd. Verschillende studies tonen voor een specifiek gewas verbanden aan tussen celwandcomponenten en de afbraaksnelheid van gewasresten, bijv. voor maïswortels (Machinet et al., 2011), maïsbladeren, -wortels en -stengels (Clemente et al., 2013), en graanstro (Stubbs et al., 2009). Ook voor exogeen organisch materiaal werden de celwandcomponenten gebruikt bij het modelleren van C- en N-mineralisatie (Lashermes et al., 2009; Gabrielle et al., 2004).

De decompositie van gewasresten wordt naast de biochemische samenstelling ook sterk beïnvloed door het bodemtype, de aanwezigheid/beschikbaarheid van N, de weersomstandigheden, … Er is ook een duidelijk verschil tussen boven- en ondergrondse gewasdelen: Kätterer et al. (2011) stelden vast dat wortelbiomassa van éénjarige gewassen een hogere humificatiecoëfficiënt had en dus meer bijdroeg aan de organische stof in de bodem dan eenzelfde hoeveelheid bovengrondse gewasresten; het verschil bedroeg een factor 2.3.

Naast de verschillen in de biochemische samenstelling zelf spelen de N-inhoud van het gewasdeel en de N-inhoud van de ontvangende bodem een belangrijke rol in de afbreeksnelheid van de gewasresten. De bladval, de bovengrondse gewasresten bij *Miscanthus* hebben een lagere C/N-verhouding dan de rhizomen omdat N tijdens het najaar terug naar de ondergrondse plantendelen getransloceerd wordt (Strullu et al., 2011). Tussen de gewassen zijn er ook grote verschillen in het contact met de minerale bodem: bepaalde gewasresten (bijv. granen) worden vrij snel na de oogst ingewerkt, de gewasresten van korrelmaïs daarentegen blijven de hele winter op het oppervlak liggen en worden pas in het volgende voorjaar ingewerkt. Bij *Miscanthus* en KOH wordt de bladval niet ingewerkt en vormt dit materiaal een strooisellaag op de bodem.

7.6 Literatuurlijst

Amougou, N., Bertrand, I., Machet, J.M., Recous, S., 2011. Quality and decomposition in soil of rhizome, root and senescent leaf from *Miscanthus x giganteus*, as affected by harvest date and N fertilization. Plant And Soil 338, 83-97

Balesdent, J., Balabane, M. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. Soil Biology and Biochemistry 28, 1261-1263.

BDB en UGent, 2008. Bodemkundige Dienst van België en Universiteit Gent Vakgroep Bodembeheer en bodemhygiëne, 2008. Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems. LA BOD/STUD 2006 01 04 Studie in opdracht van Departement Leefmilieu, Natuur en Energie – ALBON, 143pp.

Beuch, S., Boelcke, B., and Belau, L. 2000. Effect of the Organic Residues of Miscanthus giganteus on the Soil Organic Matter Level of Arable Soils. J. Agronomy & Crop Science 183, 111-119.

Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., Houot, S., submitted.Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. Soil Biol. Biochem., 65, 144–157

Chaves, B., 2006. Manipulating nitrogen release from vegetable crop residues by use of on- and off-farm organic wastes. PhD thesis, Ghent University, p 216.

Clemente, J.S., Simpson, M.J., Simpson, A.J., Yanni, S.F., Whalen, J.K. 2013. Comparison of soil organic matter composition after incubation with maize leaves, roots, and stems. Geoderma 192, 86-96.

De Vliegher, A., Van Waes, C., Baert, J., Van Hulle, S., Muylle, H. 2012. Biomass of annual forage crops for biogas production. Grassland Science in Europe 17, 366-368.

Gabrielle, B., Da-Silveira, J., Houot, S., Francou, C. 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. Journal of Environmental Quality, 33, 2333-2342.

Gauder, M., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W. 2009. Ertragsvergleich mehrjähriger Bioenergiepflanzen bei unterschiedlichem Stickstoffangebot in einem Feldversuch. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 22, 153-154.

Gauder, M., Butterbach-Bahl, K., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W., Wiegel, R. 2012. Soil-derived trace gas fluxes from different energy crops - results from a field experiment in Southwest Germany. GCB Bioenergy 4, 289-301.

Grogan, P., Matthews, R. 2002. A modelling analysis of the potential for soil carbon sequestration under short rotation coppice willow bioenergy plantations. Soil Use and Management 18, 175-183.

Hellebrand, H.J., Strahle, M., Scholz, V., Kern, J. 2010. Soil carbon, soil nitrate, and soil emissions of nitrous oxide during cultivation of energy crops. Nutrient Cycling In Agroecosystems 87: 175-186

Huibregts, T., Hanse, M., van der Voort, M., 2011. Suikerbieten als tussenteelt voor vergisting. Opbrengst, energierendement, broeikasgasemissiereductie en nutriëntenafvoer. Stichting IRS, Bergen op Zoom, IRS-publikatie 11P04, 23 blz.

Inagro, 2012. www.koolzaadwesthoek.be : Koolzaadbericht

Jandl, G., Baum, C,, Blumschein, A., Leinweber, P. 2012. The impact of short rotation coppice on the concentrations of aliphatic soil lipids. Plant and Soil 350, 163–177

Johnson, J.M.F., Wilhelm, W.W., Karlen, D.L., Archer, D.W., Wienhold, B., Lightle, D.T., Laird, D., Baker, J., Ochsner, T.E., Novak, J.M., Halvorson, A.D., Arriaga, F., Barbour, N. 2010. Nutrient Removal as a Function of Corn Stover Cutting Height and Cob Harvest. Bioenergy Research 3: 342-352 (10.1007/s12155-010-9093-3)

Kahle, P., Beuch, S., Boelcke, B., Leinweber, P., Schulten, H.-R. 2001. Cropping of Miscanthus in Central Europe: Biomass production and influence on nutrients and soil organic matter. European Journal of Agronomy 15, 171-184.

Katterer, T., Bolinder, M.A., Andren, O., Kirchmann, H., Menichetti, L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture Ecosystems & Environment 141: 184-192 (10.1016/j.agee.2011.02.029)

KWIN, 2006. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgrondsgroenteteelt 2006 (KWIN-AGV 2006). WUR Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO).

KWIN, 2012. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgrondsgroenteteelt 2012 (KWIN-AGV 2012). PPO nr. 486. WUR Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO).

Lasch, P., Kollas, C., Rock, J., Suckow, F. 2010. Potentials and impacts of short-rotation coppice plantation with aspen in Eastern Germany under conditions of climate change. Regional Environmental Change 10, 83-94.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S. 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. European Journal of Soil Science, 60, 297-310.

LCV, 2008. Brochure Voedergewassen 2008. Oogstjaar 2007. Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw.

LCV, 2009. Brochure Voedergewassen 2009. Oogstjaar 2008. Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw.

LCV, 2010. Brochure Voedergewassen 2010. Oogstjaar 2009. Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw.

LCV, 2011. Brochure Voedergewassen 2011. Oogstjaar 2010. Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw.

LCV, 2012. Brochure Voedergewassen 2012. Oogstjaar 2011. Landbouwcentrum voor Voedergewassen vzw.

Lehtomäki, A. 2006. Biogas production from energy crops and crop residues. Jyväskylä Studies In Biological And Environmental Science 163. Jyväskylä: University of Jyväskylä, 91 p. ISBN 951-39-2559-5.

Liberloo, M., Lukac, M., Calfapietra, C., Hoosbeek, M.R., Gielen, B., Miglietta, F., Scarascia-Mugnozza, G.E., Ceulemans, R. 2009. Coppicing shifts CO2 stimulation of poplar productivity to above-ground pools: A synthesis of leaf to stand level results from the POP/EUROFACE experiment. New Phytologist 182, 331-346.

Machinet, G.E., Bertrand, I., Barrière, Y., Chabbert, B., Recous, S. 2011. Impact of plant cell wall network on biodegradation in soil: Role of lignin composition and phenolic acids in roots from 16 maize genotypes. Soil Biology and Biochemistry 43, 1544-1552.

Maughan, M., Bollero, G., Lee, D.K., Darmody, R., Bonos, S., Cortese, L., Murphy, J., Gaussoin, R., Sousek, M., Williams, D., Williams, L., Miguez, F., Voigt, T. 2012. *Miscanthus × giganteus* productivity: The effects of management in different environments. GCB Bioenergy, 4, 253-265.

Monaco, S., Hatch, D.J., Sacco, D., Bertora, C., Grignani, C. 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. Soil Biology and Biochemistry 40, 608-615.

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, Publicatie 24, 63pp.

Pannecoucque, J., Van Waes, J., De Vliegher A. 2012. Belgische Beschrijvende en Aanbevelende Rassenlijst Voor Voedergewassen en Groenbedekkers 2013. ILVO MEDEDELING nr 122 december 2012. 98 blz.

Shinners, K.J., Binversie, B.N., Muck, R.E., Weimer, P.J., 2007. Comparison of wet and dry corn stover harvest and storage. Biomass Bioenergy 31:211-321.

Shinners, K.J. , Bennett, R.G., Hoffman, D.S. 2012. Single- and two-pass corn grain and stover harvesting. Transactions of the ASABE Volume 55, Issue 2, March 2012, Pages 341-350.

Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G. 2007. Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). Nutrient Cycling in Agroecosystems 78, 265-278.

Smit, A.L. 1994. Stikstofbenutting. In: Haverkort, A.J., Zwart, K.B., Struik, P.C. 1994. Themadag stikstofstromen in de vollegrondsgroenteteelt. Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond, Lelystad. Themaboekje nr. 18.

Strullu, L., Cadoux, S., Preudhomme, M., Jeuffroy, M.H., Beaudoin, N., 2011. Biomass production and nitrogen accumulation and remobilisation by *Miscanthus x giganteus* as influenced by nitrogen stocks in belowground organs. Field Crops Research 121, 381-391.

Stubbs, T.L., Kennedy, A.C., Reisenauer, P.E., Burns, J.W. 2009. Chemical composition of residue from cereal crops and cultivars in dryland ecosystems. Agronomy Journal 101, 538-545.

Van Slycken, S. 2011. Use of energy crops to manage metal contaminated sandy soils. PhD thesis, Ghent University, p 152. ISBN-nummer 9789059894747.

Van Soest, P. J., Robertson, J. B. and Lewis, B. A., 1991. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. J Dairy Sci 74: 3583-3597

Van Waes, J., 2009. Maize variety testing for registration on a national catalogue and the impact of new technologies. Maydica 54: 139-153.

Vandecasteele, B., Quataert, P., Genouw, G., Lettens, S., Tack, F.M.G., 2009. Effects of willow stands on heavy metal concentrations and top soil properties of infrastructure spoil landfills and dredged sediment-derived sites. Science of the Total Environment 407, 5289–5297.

Vandecasteele, B., De Vliegher, A., Van Waes, C., Peene, A., Smis, J., Van Waes, J., 2012. Maize stover as substrate for anaerobic digestion: collection efficiency, silage quality, and removal of P and C. Conference Proceedings of the International Conference ORBIT2012, A. Trémier, P. Dabert, C. Druilhe, M.N. Maudet, J. Barth, S. Siebert, W. Bidlingmaier. ISBN 3-935974-36-1

Wolf, M. de, Haan, J. de, 2005. Brochure; Gewasresten afvoeren: utopie of optie?, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.

Zimmermann, J., Dauber, J., Jones, M.B. 2012. Soil carbon sequestration during the establishment phase of Miscanthus × giganteus: A regional-scale study on commercial farms using 13C natural abundance. GCB Bioenergy 4, 453-461.

8 LANGETERMIJN BEMESTING MET DIVERSE (ORGANISCHE) MESTTYPES EN DOSISSEN: EFFECT OP P-UITSPOELING

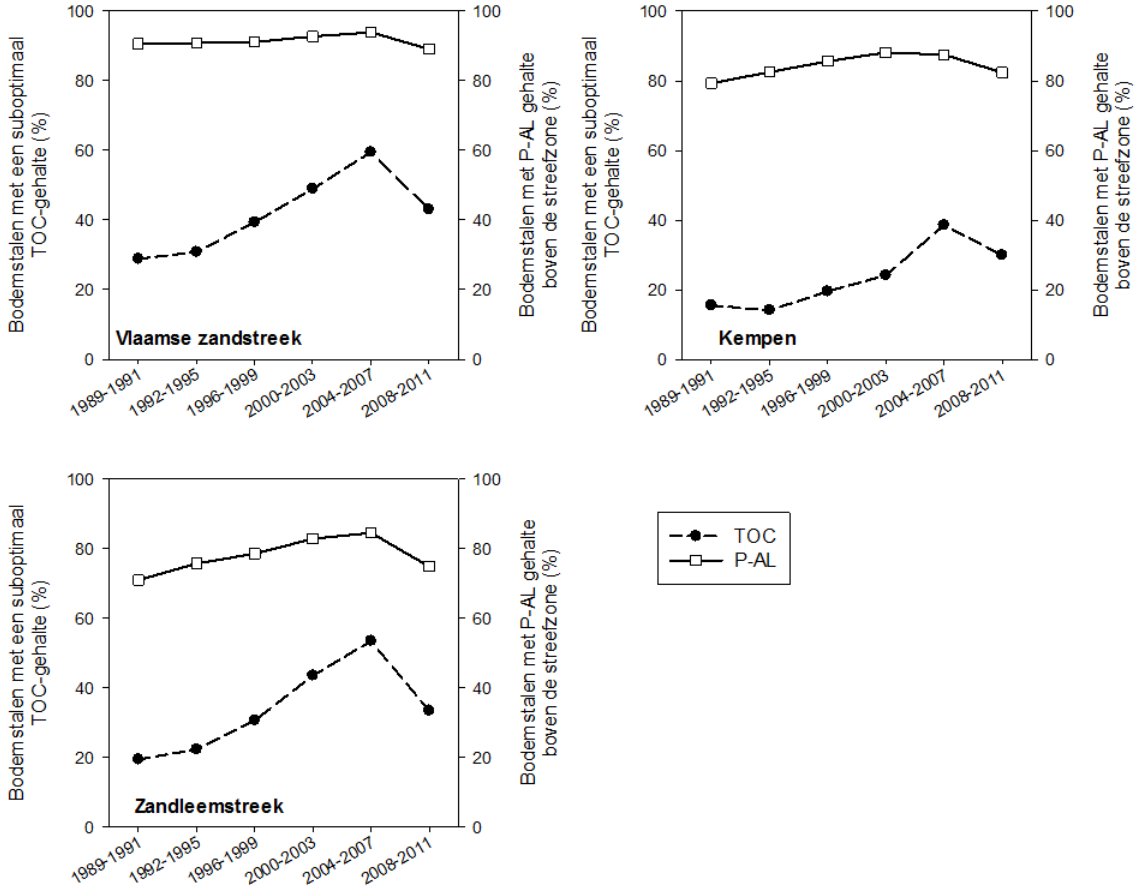
Vanden Nest T.[1], Vandecasteele B.[1], Ruysschaert G.[1], Cougnon M.[2], Baken S.[3], Smolders E.[3], Houot S.[4], Reheul D.[2], Merckx R.[3]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[2] *Vakgroep Plantaardige Productie, Universiteit Gent, Gent*
[3] *Departement Aard- en Omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven*
[4] *Institut National de la Recherche Agronomique, Unité Mixte de Recherche Environnement et Grandes Cultures, Thiverval-Grignon, Frankrijk*

8.1 DE VLAAMSE AKKERBOUWBODEM: FOSFOR EN BODEMORGANISCHE STOF

Als gevolg van de overproductie aan mest in voorbije decennia werd meer P via dierlijke mest aan de bodem toegevoegd, dan werd opgenomen door de gewassen. Dit werd nog versterkt door het hoge gebruik van P bevattende, samengestelde minerale meststoffen in intensieve akkerbouw en tuinbouw. Door de relatieve immobiliteit van P, werd steeds meer P in de bodem opgeslagen via adsorptie- en precipitatieprocessen. Gaandeweg steeg de P-voorraad van de Vlaamse landbouwbodem en leidde dit tot graduele verhoging van P-verliezen naar het milieu toe via erosie, run-off en uitspoeling. Ongeveer 75 tot 95% van de bodemstalen van akkerland uit streken met lichte textuurgronden die werden geanalyseerd bij de Bodemkundige dienst in de periode 2008-2011, hebben een P-AL gehalte hoger dan de streefwaarde (zie Figuur 1). Dit terwijl de vooropgestelde streefzone voor P-AL (12 tot 18 mg P-AL/100g luchtdroge grond) in Vlaanderen reeds beschouwd wordt als veruit de hoogste van Europa (Jordan-Meille et al., 2012). In de Kempen, de Vlaamse zandstreek en de Zandleemstreek had respectievelijk 4,2%, 14,6% en 8,6% van de bodemstalen zelfs een P-AL gehalte van meer dan 60 mg P/100g luchtdroge grond (Maes et al., 2012).

Gebaseerd op het doctoraatsonderzoek van Thijs Vanden Nest (2011-2014), in samenwerking met de KU Leuven (prof. Roel Merckx): “Long term use of different organic fertilizer types and impact on phosphorus leaching”.



Figuur 1. Evolutie in het aantal bodemstalen van akkerbouwbodems met een te hoog P-AL gehalte (>180 mg P-AL/kg) en een suboptimaal TOC-gehalte van de bouwvoor (0-23 cm), geanalyseerd door de bodemkundige dienst van België voor de regio's Vlaamse zandstreek, Kempen en Zandleemstreek (gebaseerd op Maes et al. (2012)

Als gevolg van de EU-nitraatrichtlijn (1991/676/EEC) en de EU-kaderrichtlijn water (2000/60/EC), werden de mestactieplannen in Vlaanderen geïntroduceerd. Door het aan banden leggen van de bemesting werd de opbouw van de P-voorraad in de bodem gestopt. Dankzij maatregelen zoals verlaging van P-gehaltes in het veevoer en mestverwerking, kon het P-surplus in Vlaanderen worden weggewerkt. De bodembalans is sinds 2008 zelfs licht negatief (VMM, 2014). De P-bemesting voorgeschreven volgens de normen van MAP IV (2011-2014) bevinden zich echter nog steeds maar net onder het punt van evenwichtsbemesting voor heel wat teelten. Evenwichtsbemesting houdt in dat ongeveer evenveel wordt bemest dan dat het gewas onttrekt aan de bodem. Ondanks de grote inspanningen van de landbouwsector, impliceert dit dus dat het opvullen van de norm dan wel niet zal zorgen voor een verdere stijging van de P-voorraad van de bodem, maar ook niet tot een daling. Door de relatieve immobiliteit van het element P in de bodem en de lage concentraties die reeds leiden tot eutrofiëring van het milieu, kan het diffuse P-verlies uit landbouw op dit niveau van bemesten blijvend een probleem vormen.

Naast het te hoge P-gehalte van de Vlaamse landbouwbodems stelt zich ook het probleem van de dalende bodemorganische stofgehaltes. In Figuur wordt geïllustreerd dat het aandeel bodems met een te laag bodemorganische stofgehalte (gemeten als

totaal organische koolstofgehalte of kortweg TOC-gehalte) gestaag toenam in de voorbije 20 jaar. Ook al is er een kentering in deze grafiek merkbaar, toch heeft 20 tot 40% van de bemonsterde akkerlandbodems in deze streken tot op vandaag een suboptimaal TOC-gehalte. De redenen die men hiervoor aanhaalt zijn: gedeeltelijke vervanging van stalmest door mengmest, verdunningseffect van het TOC-gehalte door dieper te gaan ploegen, verhoogde C-mineralisatie door intensievere bodembewerking, verlaagde aanvoer van dierlijke mest per eenheid oppervlakte, een verschuiving in de keuze van gewassen van granen naar hakselmaïs en wortel- en/of groentegewassen, verhoging van de oogstindex (verhouding geoogst plantenmateriaal en oogstresten), enz (LNE, 2009).

Tabel 1. Enkele richtwaarden voor gehaltes aan effectieve organische stof (EOS, organische stof die een jaar na toediening aan de bodem nog niet is gemineraliseerd) en P-gehaltes (op vers gewicht) van enkele organische meststoffen/bodemverbeterende middelen. De C/P ratio is berekend op basis van het totaal C- en totaal P-gehalte (kg C en kg P per ton verse stof)

Organische meststof bodem verbeterend middel	EOS* (kg/ton)	Totale P (kg P_2O_5/ton)	C/P ratio
rundermengmest	30	1,4#	23
varkensmengmest	20	5,0#	6
runderstalmest	80	2,9#	28
kippenmest	180	14,1 – 31,6#	6 - 14
GFT-compost	200	7,0*	45
groencompost	160	2,8*	91

* VLACO (2014a en 2014b)
# VLM (2014)

In de huidige situatie is het dus logisch om een strategie van bemesting te volgen waarbij zoveel mogelijk effectieve organische stof kan opgebouwd worden per eenheid P die wordt toegevoegd aan de bodem. Organische meststoffen en bodemverbeterende middelen verschillen niet alleen in C/P-verhouding, maar ook is de organische stof in het product niet altijd even stabiel. Het EOS-gehalte (organische stof die een jaar na toediening aan de bodem nog niet is gemineraliseerd) verschilt van product tot product. In Tabel 1 worden enkele richtwaarden gegeven voor veel voorkomende organische meststoffen en bodemverbeterende middelen in Vlaanderen.

Ondanks het feit dat het algemeen aanvaard is dat de P-voorraad van de bodem voor een groot stuk de P-uitspoeling bepaalt en dat P afkomstig uit welke mestvorm dan ook, in dezelfde mate bijdraagt tot de opbouw van de P-voorraad, zijn er een aantal studies uitgevoerd in Europa en de VS waarin werd vastgesteld dat er toch matige tot grote verschillen in P-uitspoeling zijn vast te stellen tussen verschillende types meststoffen aan een zelfde P-bemestingsniveau kort na toediening evenals na een periode van 2 à 3 jaar van jaarlijkse toediening. Het is bv. bekend dat organische zuren uit organische meststoffen (Tabel 2) in staat zijn om in competitie te gaan met orthofosfaat op adsorptiebindingsplaatsen van bodempartikels of zelfs om deze bindingsplaatsen te gaan complexeren, waardoor adsorptie van orthofosfaat niet meer mogelijk is. Het gevolg hiervan is een verlaagde sorptiecapaciteit van de bodem voor P en een verhoogde P-

beschikbaarheid voor uitspoeling. Dit dient uiteraard vermeden te worden in bodems die reeds een groot vermogen hebben om P te verliezen.

De **hoofddoelstelling** van dit onderzoek was na te gaan welke (organische) bemestingstypes het meest geschikt zijn om het TOC-gehalte van de bodem te verhogen zonder het risico op P-uitspoelingsverliezen te doen toenemen. Een **nevendoelstelling** was om te onderzoeken of het risico op P-uitspoeling kan verminderd worden op een relatief korte termijn (4 jaar) door verlaging van de P-bemesting. Dit werd onderzocht aan de hand van bodems van langetermijn veldproeven, waarin meerdere meststoffen en/of bodemverbeterende middelen werden vergeleken en P-uitspoelingsexperimenten werden uitgevoerd. Daarnaast werd ook gebruik gemaakt van orthofosfaatsorptie-experimenten in het labo, ter bepaling van de invloed van organische meststoffen op orthofosfaatadsorptiekrachten van de bodem. Ten slotte werd in het kader van dit onderzoek ook een metadata-analyse uitgevoerd, met het doel een voorspellingsmodel te bouwen voor P-uitspoeling. Dit laatste komt in deze tekst slechts beperkt aan bod.

8.2 MATERIAAL EN METHODEN

In wat volgt worden de gebruikte veldexperimenten, opzet van de uitspoelingsexperimenten en het sorptie-experiment beschreven.

8.2.1 De bemestingsproef – Ugent (M05.01)

Ligging	Melle, Proefhoeve UGent – vakgroep plantaardige productie
Bodemtextuur	zandleem
Startjaar	2005
Design	blokkenproef (8 behandelingen in 4 herhalingen)
Afmeting veldje	8 x 6 m
Gewasrotatie	voederbiet (2005) – wintertarwe (2005-2006) - rode kool (2007) - Engels raaigras (2008) – hakselmaïs (2009) – voederbiet (2010) - rode kool (2011) – aardappelen (2012)
Behandelingen	braak, geen bemesting, minerale bemesting CMC1-compost(1), CMC2-compost(2), GFT-compost rundermengmest, runderstalmest

(1) boerderijcompost met C/N=25 à 30
(2) boerderijcompost met C/N=15 à 20

Deze lange termijn veldproef werd oorspronkelijk gestart om verschillende organische meststoffen te vergelijken in hun potentieel om het bodemorganische stofgehalte en de bodemkwaliteit op fysisch, chemisch en biologisch vlak te verhogen. Verder werd ook opgevolgd of de gewasgroei positief werd beïnvloed door een verbeterde bodemkwaliteit. Om dit laatste te kunnen onderzoeken, werd de NPK-bemesting zo afgestemd dat de NPK-input niet de beperkende factor is voor gewasgroei. Op basis van een N-balansmethode, rekening houdende met de N-behoefte van het gewas, de N-voorraad in de bewortelbare

zone (gewasafhankelijk) voor planten/zaaien, de geschatte bodem N-mineralisatie (bepaald via incubatieproef) en de geschatte N-mineralisatie van rundermengmest, werd de dosis rundermengmest berekend voor de veldjes met de mengmestbehandeling. De compost en stalmestveldjes krijgen een dosis compost of stalmest die overeenkomt met een gelijke C dosis als deze in de mengmestbehandeling. Gemiddeld werd er jaarlijks 2989 kg C/ha toegediend in de compost-, stalmest- en mengmestbehandelingen. Voor de behandelingen met compost, stalmest en minerale bemesting wordt extra N (hoeveelheid wordt berekend op basis van een N-balansmethode) onder de vorm van kunstmest toegevoegd om aan de gewasbehoefte te voldoen. Extra P en K worden toegediend onder vorm van kunstmest tot een niveau van 100 kg P_2O_5/ha en 300 kg K_2O/ha. In sommige jaren, impliceerde de organische bemesting een hogere P-input dan de vooropgestelde 100 kg P_2O_5/ha. Hoewel dus werd gestreefd naar een gelijke P-input bij alle bemeste veldjes, zijn er dus afwijkingen in de totale P-bemesting over de jaren heen (zie Tabel 3).

Foto 1. Bemestingsproef, Melle, augustus 2011

Tabel 2. Gemiddelde samenstelling (op vers gewicht) van de organische meststoffen gebruikt in de bemestingsproef

	C (kg C/ton)	N (kg N/ton)	P (kg P_2O_5/ton)	K (kg K_2O/ton)	C/P
runderstalmest	89 ± 16	4,9 ± 1,5	3,4 ± 1,1	13,2 ± 6,1	67
GFT-compost	149 ± 23	11,5 ± 3,0	5,5 ± 2,5	9,9 ± 2,3	75
CMC1-compost	101 ± 43	3,9 ± 1,2	1,8 ± 0,9	4,7 ± 2,9	156
CMC2-compost	81 ± 21	5,9 ± 2,4	2,5 ± 1,4	5,0 ± 2,8	107
rundermengmest	31 ± 6	3,8 ± 0,6	1,4 ± 0,2	5,0 ± 1,3	53

Tabel 3. P-bemesting van de bemestingsproef

	Totale P-bemesting 2005 - 2012 (kg P_2O_5/ha)
runderstalmest	1262
GFT-compost	1021
CMC1-compost	889
CMC2-compost	1092
rundermengmest	1017
minerale bemesting	774
geen bemesting	0
braak	0

Op dit perceel werden in 2011 en 2012 bodemstalen genomen om de P-toestand van de verschillende behandelingen te karakteriseren. Verder werden ook bodemstalen van alle veldjes genomen voor een uitspoelingsexperiment. Gewasopbrengst, P en N export werden ook in kaart gebracht. De verschillen tussen deze parameters waren voor de compost, mengmest, stalmest en mineraal-bemeste veldjes echter miniem en worden hier niet verder besproken.

8.2.2 De Qualiagro veldproef – INRA (Frankrijk)

Ligging	Feucherolles, Yvelines (regio Parijs), INRA (afd. Versailles-Grignon)
Bodemtextuur	zandleem
Startjaar	1998
Design	blokkenproef (5 behandelingen in 4 herhalingen)
Afmeting veldje	45 x 10 m
Gewasrotatie	wintertarwe - korrelmaïs
Behandelingen	Enkel N-bemesting (minerale N)
	MSW-compost(1), BIO-compost(2)
	GWS(3)-compost
	runderstalmest

(1) vergelijkbaar met GFT-compost
(2) vergelijkbaar met groencompost
(3) co-compostering van groenafval en slib van waterzuivering

Op dit proefveld worden in het najaar, na de oogst van de wintertarwe, de compost en stalmest tweejaarlijks toegediend aan een dosis van 4 ton C/ha. Dit impliceert dat de NPK-bemesting niet is gelijk gesteld. Er wordt bovenop de organische bemesting, N onder kunstmestvorm bijbemest volgens de gewasbehoefte. Andere P- en K-meststoffen

worden niet toegediend. De totale P-bemesting van de periode 1998-2013 bedraagt 0, 1349, 781, 1626 en 3884 kg P_2O_5/ha voor respectievelijk de behandelingen minerale N-bemesting, runderstalmest, MSW-, BIOW- en GWS-compost. De GWS-compost is door toevoeging van slib van waterzuivering sterk verschillend qua samenstelling van de andere composten (Chalhoub et al., 2013). In 2013 werden op dit perceel bodemmonsters genomen om de P-toestand in de bodem te bepalen, en voor een uitspoelingsexperiment.

8.2.3 De digestaatproef – UGent & VLACO (M10.01)

Ligging	Melle, Proefhoeve UGent – vakgroep plantaardige productie
Bodemtextuur	zandleem
Startjaar	2010
Design	blokkenproef (15 behandelingen in 3 herhalingen)
Afmeting	veldje 8 x 8 m
Gewasrotatie	hakselmaïs – aardappelen – voederbiet - zomergraan
Behandelingen	triple superfosfaat bemesting (P0, P15, P30, P45, P60, P75, P85, P95)(1)
	Dikke fractie(2), effluent(2), OBA(3), GDM(4), GDZ(5)
	GFT-compost
	rundermengmest

(1) minerale P-bemesting volgens opgaande lijn 0, 15, 30, 45, 60, 75, 85 en 95 kg P_2O_5/ha met triple superfosfaat (45%)
(2) van mechanische scheiding van digestaat
(3) organisch biologisch gedroogd afval (snelle compostering)
(4) gedroogd digestaat, mest is onderdeel van het inputmateriaal voor de vergisting
(5) gedroogd digestaat, mest is GEEN onderdeel van het inputmateriaal voor de vergisting

Tabel 4. Gemiddelde samenstelling (op vers gewicht) van de organische meststoffen gebruikt in de digestaatproef

	N (kg N/ton)	P (kg P_2O_5/ton)	K (kg K_2O/ton)	DS (%)	OS (%)
dikke fractie	61,0 ± 0,50	10,6 ± 7,0	4,3 ± 0,1	30,0 ± 8,4	16,7 ± 7,5
effluent	21,0 ± 0,30	2,2 ± 0,1	4,9 ± 0,2	8,0 ± 5,8	2,3 ± 0,1
OBA	19,0 ± 6,0	27,8 ± 8,1	18,5 ± 2,9	60,4 ± 9,6	34,9 ± 4,8
GDM	18,6 ± 3,2	26,0 ± 4,7	29,6 ± 11,5	83,3 ± 0,8	50,3 ± 0,8
GDZ	23,0 ± 7,7	40,9 ± 9,2	26,3 ± 14,5	80,1 ± 7,1	54,2 ± 0,4
GFT-compost	13,0 ± 5,60	6,9 ± 3,1	12,4 ± 7,4	58,1 ± 11,0	25,1 ± 4,7
rundermengmest	3,90 ± 0,60	1,6 ± 0,4	5,5 ± 3,0	8,5 ± 1,6	6,3 ± 1,1

De digestaatproef werd opgestart met als doel het potentieel van bepaalde verwerkte digestaatproducten (Tabel 4) als nieuwe organische meststoffen of bodemverbeterende middelen te vergelijken met mengmest, GFT-compost en minerale bemesting. Daarnaast was het ook de bedoeling te onderzoeken wat het effect is van een graduele verlaging van de P-bemesting op de bodem P-voorraad, de P-beschikbaarheid voor de gewassen, de P-uitspoeling, de gewasopbrengst en de P-balans op de korte en de lange termijn. Dit wordt specifiek onderzocht in een bodem die een bodem P-voorraad heeft die (licht) boven de streefwaarde ligt van de Bodemkundige Dienst van België voor akkerland (120-180 mg P-AL /kg, zie verder; Maes et al., 2012) en daarmee ook representatief is voor vele Vlaamse akkerbouwbodems. Via deze proef kan getest worden hoe snel er een effect waar te nemen is van verlaagde P-bemesting op P-beschikbaarheid, P-verliezen en gewasopbrengst. De behandelingen met organische meststoffen krijgen een jaarlijkse bemesting van 200 kg N/ha, 85 kg P_2O_5/ha en 250 kg K_2O/ha. De bemesting gebeurt volledig met de organische meststof tot de vooropgestelde P-norm is bereikt. Daarna worden N en K verder opgevuld tot de vooropgestelde norm met kunstmest. Bij de mineraal bemeste behandelingen wordt 200 kg N/ha en 250 kg K_2O/ha bemest. De P-bemesting ligt naargelang de behandeling van 0 tot 95 kg P_2O_5/ha in de mineraal bemeste veldjes. We beperken in deze tekst de bespreking van de mineraal bemeste veldjes echter tot behandelingen P0, P45 en P85. Van 2010 tot 2013 werden jaarlijks bodemstalen genomen om de evolutie in P-beschikbaarheid en bodem P-voorraad in kaart te brengen, daarnaast werd ook de gewasopbrengst gemeten en een P-balans opgesteld per behandeling. In 2013 werden na de oogst van het zomergraan (haver), bodemstalen genomen van de behandelingen dikke fractie, GFT-compost, rundermengmest, P0 en P85 om een uitspoelingsexperiment uit te voeren.

Foto 2. Oogst van de proefveldjes aardappelen van de digestaatproef in 2011

8.2.4 De andere onderzochte veldexperimenten

Naast bovenstaande veldproeven, werden nog twee extra veldproeven waarbij de toediening van compost werd vergeleken met de toediening van minerale en/of dierlijke mest, bemonsterd voor bepaling van de bodemparameters en het uitvoeren van een uitspoelingsexperiment. Er werd vervolgens een dataset van de gegevens van al deze veldproeven opgesteld en een meta-data-analyse uitgevoerd, waarbij naar verbanden werd gezocht tussen de P in de bodem en de uitspoeling van P.

8.2.5 Bodemparameters

Reeds in de inleiding werd aangehaald dat de P-cyclus vrij complex is; er dient onderscheid dient gemaakt te worden tussen enerzijds de bodemvoorraad aan P en anderzijds de snelheid waarmee het beschikbaar komt voor gewasopname of verlies naar het milieu toe. Doorheen het onderzoek werden meerdere parameters gemeten in bodemstalen om met deze eigenheid van P rekening te houden. In deze tekst worden de resultaten van 3 parameters getoond en besproken, namelijk P-$CaCl_2$, HWP en P-AL. Daarnaast worden ook het totaal organische koolstofgehalte (TOC%) en de bodemzuurtegraad (pH-KCl) gemeten volgens respectievelijk de ISO 10694 en ISO 10390 norm, als algemene bodemkwaliteitsparameters besproken in deze tekst.

P-$CaCl_2$ en HWP staan respectievelijk voor 0,01 *M* $CaCl_2$ extraheerbaar P en heet water extraheerbaar P. Beide parameters kunnen gehanteerd worden om de P-beschikbaarheid in te schatten. Het extractiemiddel bij de bepaling van P-$CaCl_2$ bootst de zoutconditie van bodemwater na. Dit zou er voor moeten zorgen dat via de P-$CaCl_2$-bepaling een inschatting kan gemaakt worden van de hoeveelheid P in het bodemwater op het moment van staalname. De bepaling van HWP is gelijkaardig aan deze van HWN en HWC, die respectievelijk een inschatting geven van de labiele hoeveelheid N en C in de bodem. Er wordt aangenomen dat de hoge temperatuur van het water tijdens de extractie zorgt voor de afbraak van het labiele organische materiaal waarbij P vrij komt. Deze P-fractie is niet onmiddellijk beschikbaar voor gewasopname of uitspoeling, maar is dit wel op korte termijn. Het voordeel van deze P-beschikbaarheidsmeting, is dat deze minder onderhevig bleek aan schommelingen dan P-$CaCl_2$.

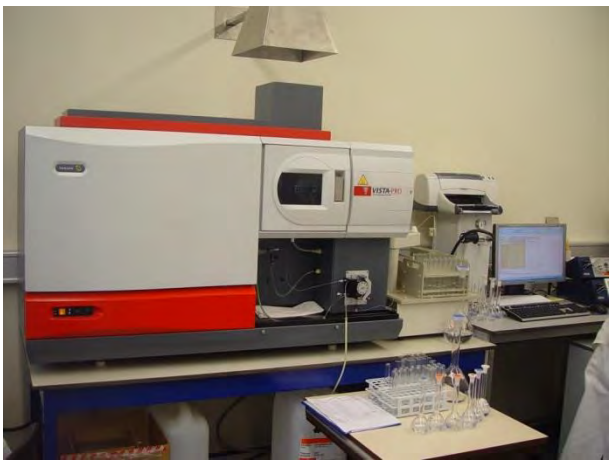


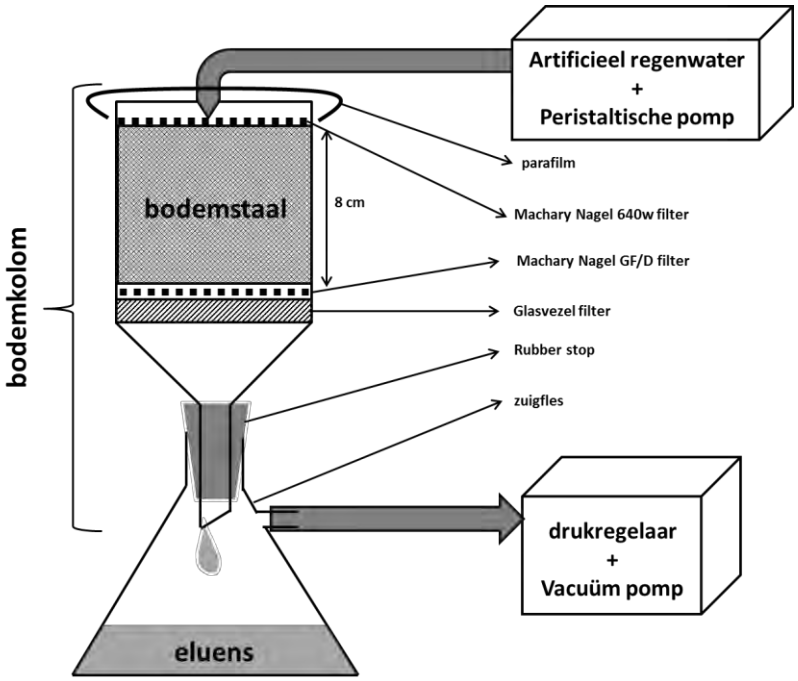
Foto 3. ICP-OES toestel (Inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy)

De P-AL meting is gebaseerd op een extractie van bodemstalen met een ammoniumlactaat azijnzuur buffer bij pH 3,75. Het extractiemiddel zorgt voor de oplossing van alle Fe- en Al-oxiden, waardoor het geadsobeerde fosfaat in oplossing komt. Deze methode geeft dus een inschatting van de bodem (desorbeerbare) P-voorraad, en wordt gebruikt in o.a. Nederland, België en Zweden om bemestingsadviezen op te stellen. Gewoonlijk is een bemestingsadvies gebaseerd op een streefzone waarbinnen de voorraad aan P zou moeten liggen. Binnen deze streefzone kan evenveel P bemest worden als de gewassen onttrekken, beneden de streefzone dient de P bemesting hoger

te liggen dan de gewasonttrekking. Bij bodems boven de streefzone kan de bemesting gradueel verlaagd worden.

8.2.6 Uitspoelingsexperimenten op laboschaal

Het is moeilijk om de P uitspoeling in het veld te gaan vaststellen en vervolgens een link te leggen met een bepaalde bemestingsstrategie. Proefveldveldjes zijn meestal erg klein en de bodemhydrologie zorgt ervoor dat het uitspoelingswater uit de bouwvoor niet noodzakelijk loodrecht naar beneden stroomt. Het water kan een preferentiële pathway volgen of eerst horizontaal doorheen het profiel stromen. Daarom is het onjuist om de P-concentratie in het grondwater net onder een proefveldje te gaan linken aan de bemestingsstrategie van de bouwvoor. In vele studies in Europa en Noord-Amerika worden daarom volledige intacte profielen hetzij van de bouwvoor, hetzij tot aan de eerste ondiepe grondwatertafel naar het lab gebracht om daar uitspoelingsexperimenten uit te voeren. Bij dergelijk experiment wordt water bovenaan het profiel met een spuitkop toegevoegd en in het uitspoelingswater onderaan het profiel wordt de P-concentratie gemeten. Dit geeft een inschatting van de werkelijke P-uitspoeling. In de studie die hier besproken wordt, werd dit principe ook gehanteerd, maar met enkele belangrijke aanpassingen. Er werden enkel bodemstalen genomen van de bouwvoor (0-30 cm) met een gewone gutsboor en per veldje werd een mengstaal gemaakt dat vervolgens gezeefd werd (<2 cm). Het bodemstaal wordt vervolgens vers over gebracht in de bodemkolom (opbouw zie Figuur 1), en samengedrukt tot een bulkdensiteit van 1,4 kg/dm³ wordt bekomen (= vergelijkbaar met bulkdensiteit in zandleembodem). P is relatief immobiel en dus blijft P na bemesting voornamelijk aanwezig in de bouwvoor. We werken met bodemstalen van de bouwvoor, omdat dit ook de oorsprong is van het P-verlies. P dat aan uitspoeling onderhevig is, kan echter in de diepere lagen van het profiel nog steeds opnieuw geadsorbeerd worden, zodat een gedeelte van het P dat uit de bouwvoor uitspoelt, de grondwatertafel niet zal bereiken. Het doel van deze proefopet is dan ook niet om het potentieel P-verlies uit het bodemprofiel exact te bepalen, maar te duiden op verschillen in risico op uitspoeling tussen bodems met een verschillende bemestingsstrategie. Doordat gewerkt wordt met een mengstaal per veldje in plaats van een intacte bodemkolom, is het staal ook representatief voor het volledige veldje. Bij het werken van een intact bodemprofiel, zijn meerdere profielen per veldje nodig om variabiliteit te verlagen. Bodemartefacten zoals regenwormen, plantenresten en steentjes beïnvloeden de meting immers. Zeven van de mengstalen gebeurde op 2 cm zodat grote aardkluiten zijn gebroken, maar dat micro-aggregaten niet zijn vernietigd.



Figuur 1. Opbouw van een bodemkolom van het uitspoelingsexperiment (naar Vanden Nest et al., 2014a)

De bodemkolommen zijn op een zuigfles geplaatst waar een constante onderdruk van 10 kPa wordt aangelegd. Deze onderdruk is vergelijkbaar met de zuigkracht van de onderste bodemlagen op de bouwvoor in een bodem met lichte textuur. Door deze lichte onderdruk wordt het vocht onderaan de kolommen weggezogen en blijft de bodem in permanente gesatureerde conditie. Dit maakt dat de bodem in permanent aerobe condities wordt gehouden. Zonder aanzuiging zou de bodem dichtslibben en kunnen anaerobe condities ontstaan waarbij Fe-oxiden worden gereduceerd en dus het aantal P-adsorptieplaatsen afneemt, met verhoogde P-uitspoeling tot gevolg. De bodemkolom bevat onderaan 2 filters om bodempartikels op te houden en bovenaan 1 papierfilter om de waterflow beter over de bodemkolom te verdelen (zie Figuur 1). Bovenaan de kolommen wordt permanent water toegevoegd met een peristaltische pomp (zie Foto 4). Dit water wordt artificieel in het labo gemaakt en de samenstelling is vergelijkbaar met deze van regenwater. Door de constante (druppelsgewijze flow van 2 tot 3 ml/h per kolom) wordt op korte tijd (30 tot 40 dagen) het doorspoelen van het neerslagoverschot gesimuleerd.

Foto 4. Enkele bodemkolommen en de peristaltische pomp van de opstelling van de percolatieproef

De kolommen bevinden zich in een ruimte die permanent bij 18°C wordt gehouden. Kolommen en zuigflessen worden bedekt met zilverpapier en in een donkere ruimte gezet om algengroei tegen te gaan. Per week wordt tweemaal een waterstaal genomen uit de zuigfles ter bepaling van het totaal P-gehalte (TP) en het totaal opgeloste P-gehalte (TDP). TP wordt bepaald via een rechtstreekse meting van het waterstaal in de ICP-OES. TDP wordt bepaald met ICP-OES via een meting van het filtraat van het waterstaal over een membraanfilter (<0,45 µm). Door het filteren wordt het particulair P verwijderd (TDP = TP - particulair P).

Deze opstelling wordt in meer detail besproken in Vanden Nest et al. (2014a).

8.2.7 Sorptie-experiment

Op basis van een sorptie-experiment met radioactief gelabeld orthofosfaat op bodemstalen van de behandelingen minerale N-bemesting, MSW-compost, BIO-compost en runderstalmest van de Qualiagro veldproef (zie 1.2.3) werd eveneens de orthofosfaat-distributiecoëfficiënt (PO_4-Kd) berekend. Deze parameter geeft aan hoe sterk orthofosfaat wordt gesorbeerd door bodempartikels. Enerzijds kan een bodem die steeds meer fosfaat bevat, steeds slechter nieuw toegediend fosfaat gaan adsorberen, anderzijds kunnen organische zuren (i) concurreren met orthofosfaat op adsorptie-bindingsplaatsen zoals Fe en Al oxiden/hydroxiden op bodempartikels, of (ii) deze Fe en Al oxiden/hydroxiden zelfs gaan complexeren waardoor orthofosfaat er niet meer kan aan adsorberen. In het sorptie-experiment wordt een bodemstaal in waterige oplossing met een gekende hoeveelheid radioactief orthofosfaat gesuspendeerd. Na schudden van de suspensie en filtreren wordt de overblijvende radioactiviteit in het filtraat gemeten en kan worden bepaald welke hoeveelheid orthofosfaat werd geadsorbeerd door de bodem. Hoe hoger de PO4-Kd waarde, hoe meer orthofosfaat werd gesorbeerd en dus hoe hoger de sorptiecapaciteit van de bodem.

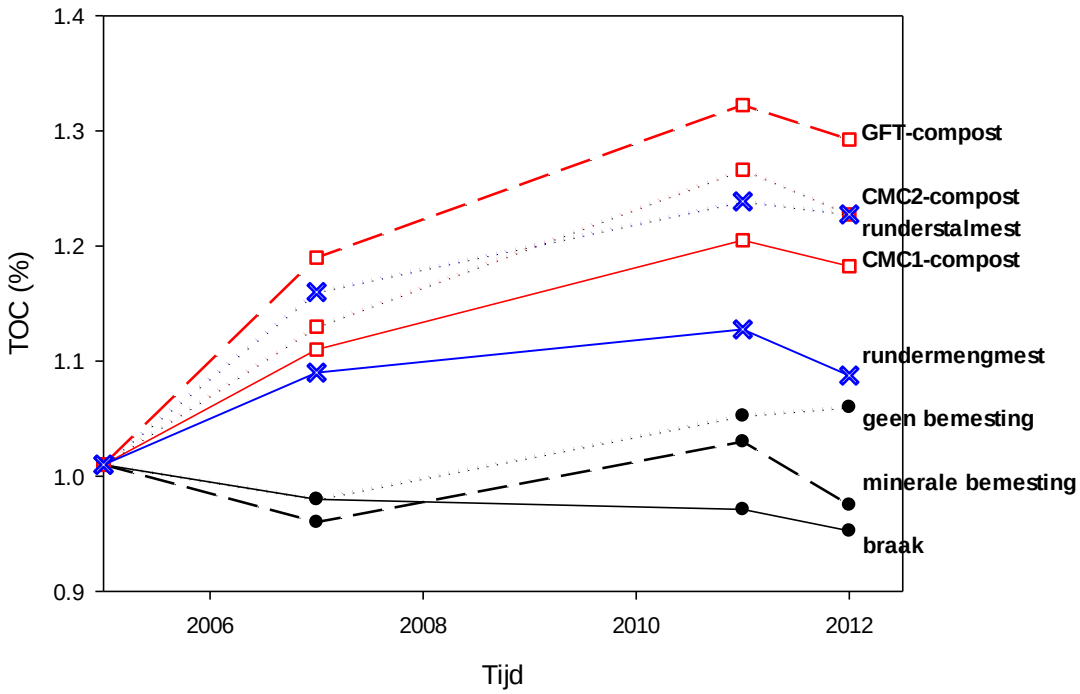
Het sorptie-experiment wordt meer in detail besproken in Vanden Nest et al. (2014b).

8.3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

8.3.1 Bodemorganische stof opbouwen zonder P-verliezen te verhogen: compost of stalmest?

Naar: Vanden Nest et al. (2014a) en Vanden Nest et al. (2014b)

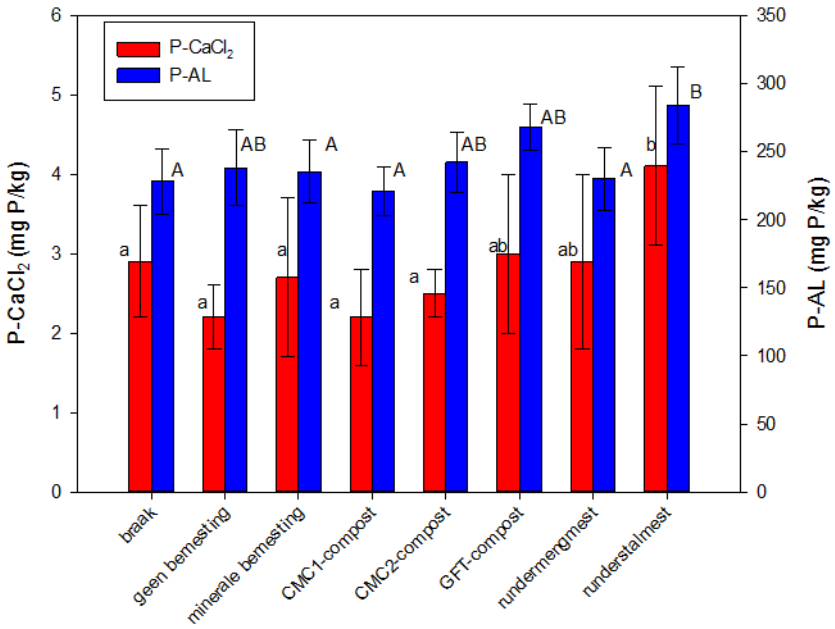
Dankzij de jaarlijkse toevoeging van bijna 3 ton C/ha in de behandelingen met organische bemesting van de bemestingsproef kon het TOC-gehalte van de bodem duidelijk toenemen (Figuur 2). Deze toename is zoals verwacht echter sterk afhankelijk van het type organische meststof dat werd aangewend. Compost en runderstalmest hadden duidelijk een groter effect op het TOC-gehalte dan rundermengmest. Bij minerale bemesting en de braakbehandeling daalde het TOC-gehalte licht. Er is niet onmiddellijk een verklaring waarom de niet-bemeste veldjes een lichte verhoging hadden in TOC-gehalte in 2011 en 2012.



Figuur 2. Evolutie in het TOC-gehalte (2005-2012) van de bemestingsproef per behandeling

De organische meststoffen hadden ook een duidelijk effect op de P-beschikbaarheid, gemeten als P-$CaCl_2$ (Figuur 3) en HWP (Figuur 5). Bij de behandelingen waar runderstalmest werd aangewend, was het P-$CaCl_2$ duidelijk verhoogd. De varianties in deze meting waren echter hoog en de behandeling met stalmest was niet significant verschillend van de behandelingen met GFT-compost en rundermengmest. Het HWP-gehalte van de stalmest-behandeling was echter wel significant hoger dan alle andere behandelingen. Enerzijds is de P-bemesting van de runderstalmest behandeling de hoogste van alle behandelingen (zie Tabel 3). Anderzijds ligt de P-bemesting van de rundermengmest en de GFT- en CMC2-compost behandelde veldjes niet veel lager. Bovendien hadden verschillen in P-bemesting tussen de andere behandelingen blijkbaar weinig of helemaal geen effect op de P-beschikbaarheid. De variantie in de P-AL waarde is

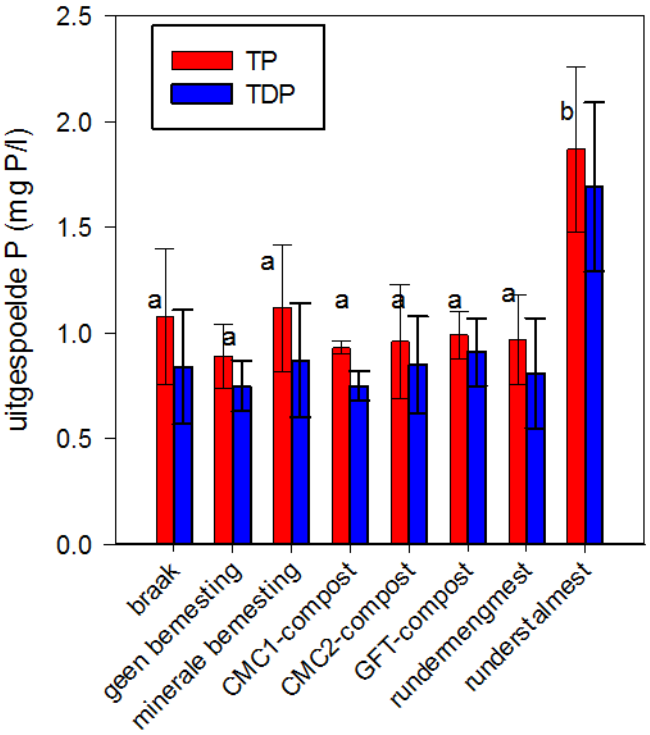
groot (zie Figuur 3). En ondanks dat de P-AL waarde zoals verwacht de hoogste was voor de runderstalmest-behandeling (hoogste totale P-bemesting), is deze bv. niet significant verschillend van de niet-bemeste veldjes, maar wel significant verschillend van deze van de rundermengmest-veldjes. Merk ook op dat alle behandelingen inclusief de niet-bemeste behandeling, een P-AL waarde hebben ruim boven de streefzone. 8 jaar niet bemesten gaf een weinig verschillende P-AL waarde van deze van de bemeste behandelingen. Dit laatste viel te verwachten. Door het niet bemesten hadden de gewassen een gebrek aan N, verlaagde de gewasopbrengst en dus ook de P-export. De P-AL waarde bleef dus grotendeels op het niveau dat het ook had bij het begin van de proef.



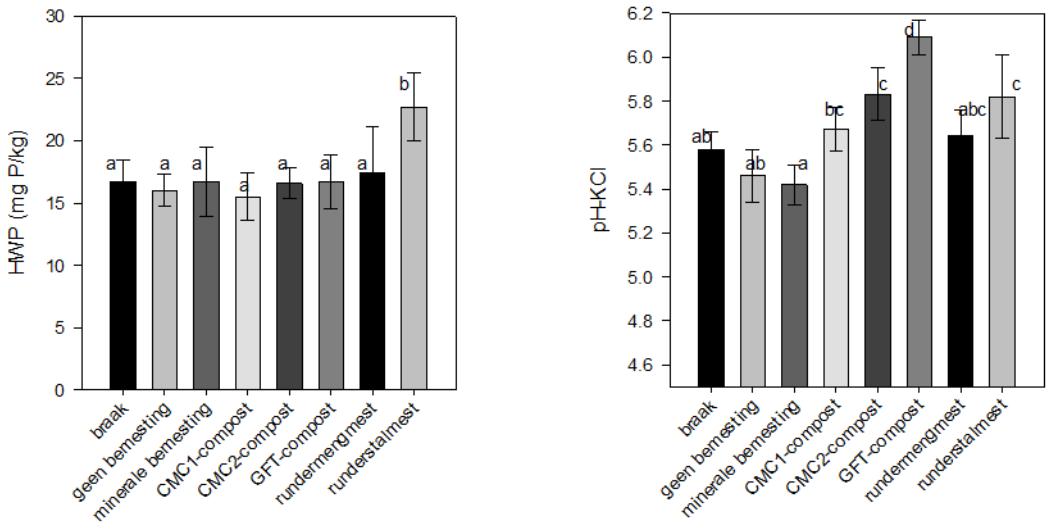
Figuur 3. Gemiddelde P-$CaCl_2$ en P-AL gehaltes (±SD) van de bodem (2011-2012) per behandeling van de bemestingsproef. De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

De verschillen in P-beschikbaarheid hadden duidelijk een effect op de totale P-uitspoeling. Deze was significant hoger voor de met runderstalmest behandelde veldjes dan voor de andere behandelingen (zie Figuur 4). Merk hier ook op dat het overgrote deel van de fosfor uitspoelde onder vorm van totale opgeloste P (TDP).

Zoals verwacht werden ook verschillen gecreëerd in de bodemzuurtegraad (zie Figuur 5). Door enkel minerale meststoffen te gaan gebruiken, is er duidelijk een verzuring van de bodem aan de gang. Alle organische meststoffen gaan dit effect tegen. Het toegediende organische materiaal kan de bodem bufferen tegen verzurende processen. Bovendien zijn de gebruikte composten basisch (pH>7,0). Het gebruik van CMC2-compost, runderstalmest, maar vooral ook GFT-compost zorgt voor een duidelijke (gunstige) verhoging van de pH, in vergelijking met de niet-bemeste en de braakbehandeling. Dit is geen onbelangrijk gegeven, aangezien alle behandelingen onder de streefwaarde voor pH-KCl liggen voor akkerland in zandleembodems (pH-streefzone 6,2-6,6; Maes et al., 2012).



Figuur 4. Gemiddelde totaal P (TP) en totaal opgeloste P (TDP) concentraties in het eluens van het uitspoelings-experiment (±SD) van de bemestingsproef. De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

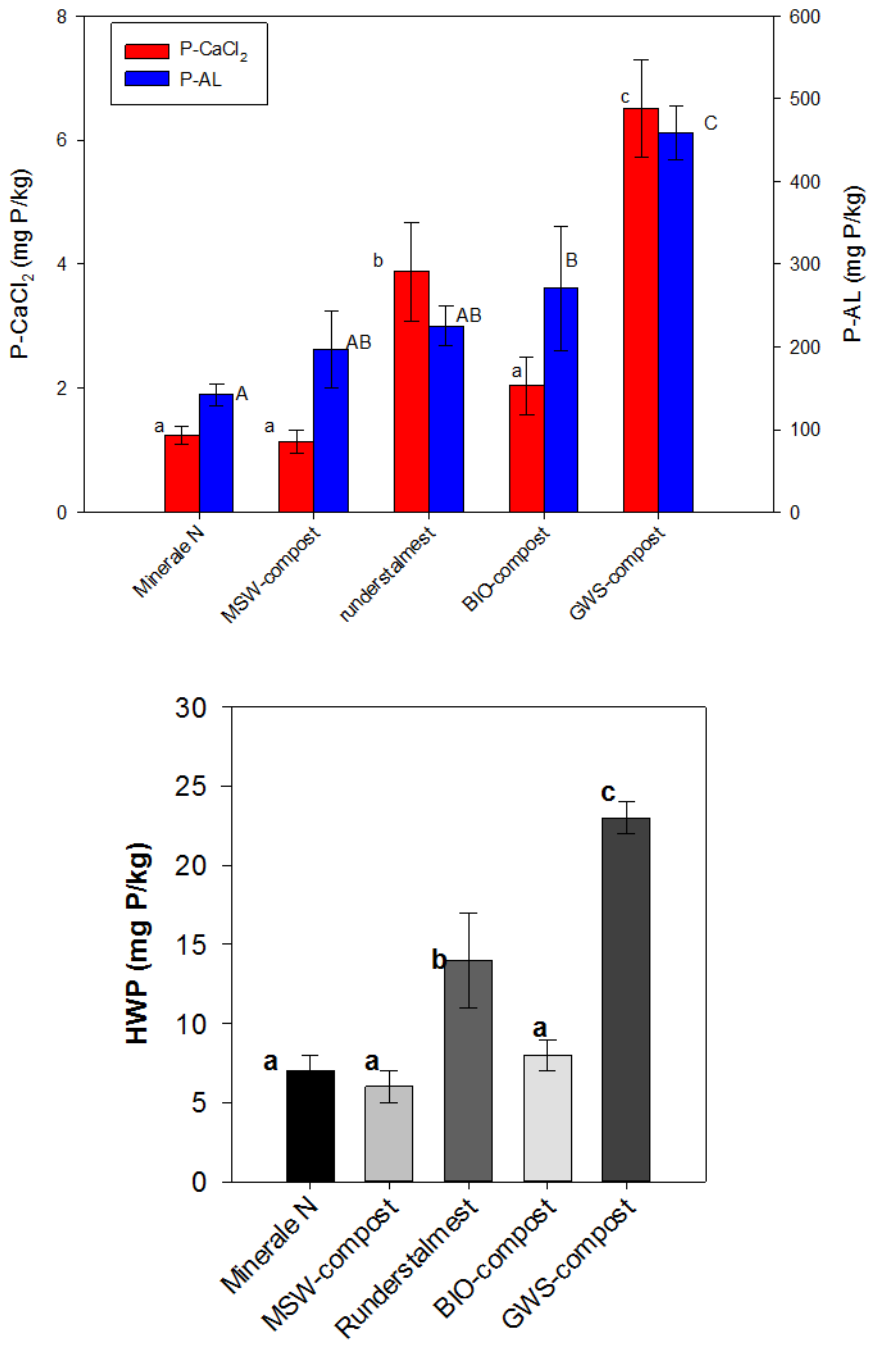


Figuur 5. Gemiddelde HWP-gehalte en pH-KCl per behandeling (±SD) van de bemestingsproef. De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

Besluit

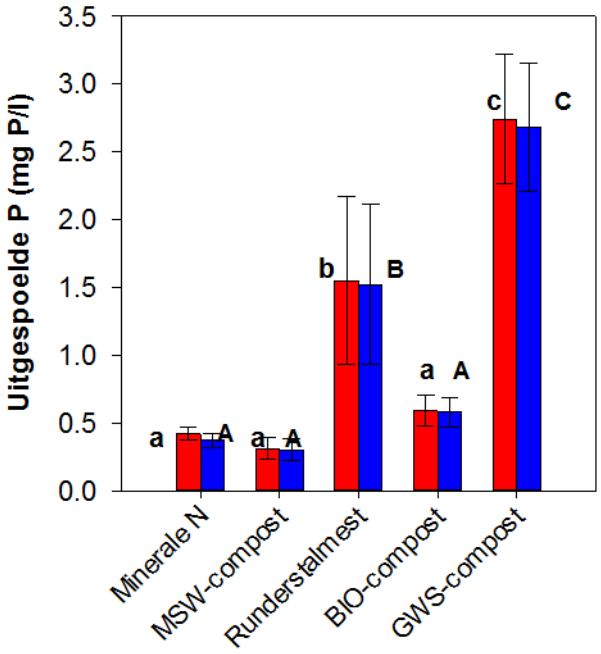
Compost en runderstalmest hebben een groter potentieel om het TOC-gehalte van de bodem te verhogen in vergelijking met rundermengmest. Verder leidde het gebruik van runderstalmest tot hogere P-beschikbaarheid en hogere P-uitspoeling in de bemestingsproef dan de GFT-compost en de 2 boerderijcomposten die werden uitgetest. Toch dient opgemerkt te worden dat de runderstalmest-behandeling ook de hoogste totale P-bemesting kreeg over de jaren heen. Daarom werd ook de Qualiagro-veldproef in dit onderzoek betrokken.

Voor bevestiging van de resultaten van de bemestingsproef, werd ook de Qualiagro-veldproef bemonsterd. In deze veldproef werden over een periode van 16 jaar vrij grote verschillen gecreëerd in de totale aanvoer van P via de bemesting naar de bodem (minerale N, MSW-compost, runderstalmest, BIO-compost en GWS-compost hadden respectievelijk een aanvoer van 0, 781, 1349, 1626, en 3884 kg P_2O_5/ha). Uit Figuur 6 blijkt dat bodemvoorraad aan P (P-AL) gelijk opgaat met de totale P-bemesting zoals verwacht. Dit is echter niet het geval voor de P-beschikbaarheid. De runderstalmest-behandeling leidt duidelijk tot een significant hogere P-beschikbaarheid (zowel P-$CaCl_2$ als HWP) dan de MSW- en BIO-compostbehandelingen, hoewel het P-AL gehalte van deze composten en zelfs van de minerale N-behandeling niet significant verschilt van deze van de runderstalmest-behandeling (Figuur 6 en Figuur 7). Bovendien is de totale P-bemesting zelfs groter bij de BIO-compostbehandeling dan bij de runderstalmestbehandeling. De behandeling met GWS-compost heeft echter een veel grotere P-bemesting dan de andere behandelingen (minimum 2 keer zo hoog), waardoor zowel P-AL, P-$CaCl_2$ als HWP significant hoger liggen dan alle andere behandelingen.



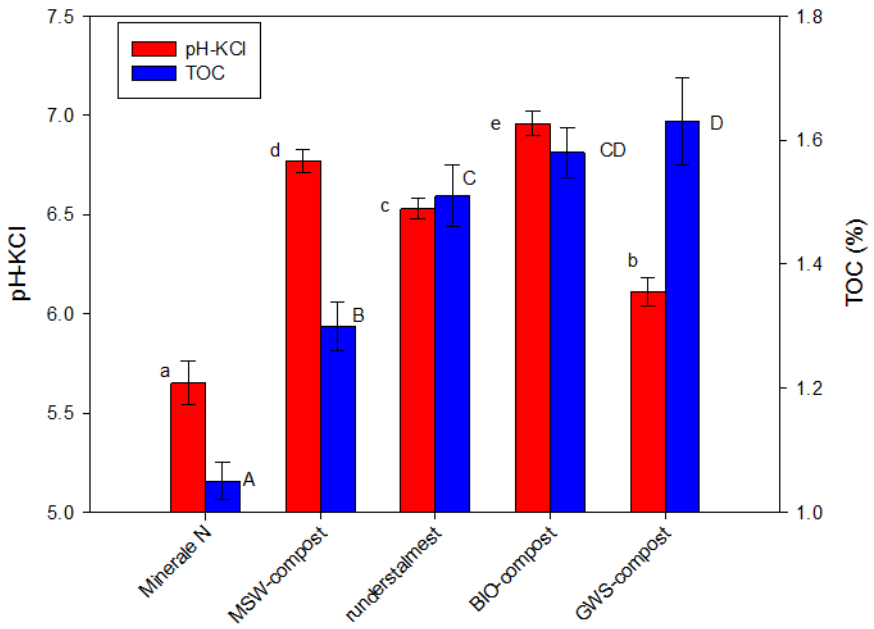
Figuur 6. Gemiddelde P-$CaCl_2$, P-AL (bovenste grafiek) en HWP (onderste grafiek) gehaltes (±SD) van de bodem (2013) per behandeling van de Qualiagro veldproef. De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

Net zoals in de bemestingsproef volgt de P-uitspoeling hetzelfde patroon als de P-beschikbaarheid (zie Figuur 7). En ook hier spoelde het grootste deel van de fosfor uit onder de vorm van totaal opgeloste P (TDP).



Figuur 7. Gemiddelde totaal P (TP) en totaal opgeloste P (TDP) concentraties in het eluens van het uitspoelings-experiment per behandeling (±SD) van de Qualiagro-veldproef. De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

Net zoals in de bemestingsproef heeft ook bij de Qualiagro-proef het type organische mest een invloed op het TOC-gehalte van de bodem. Ondanks dezelfde C-input (tweejaarlijks 4 ton C/ha), was het TOC-gehalte van de behandelingen met runderstalmest, BIO- en GWS-compost significant hoger dan deze van de behandeling met MSW-compost (zie Figuur 8). De pH-KCl was significant hoger bij de compost- en runderstalmest-behandelingen dan bij de mineraal bemeste behandeling. Ook in de organisch bemeste veldjes onderling waren significante verschillen in pH-KCl (zie Figuur 8).

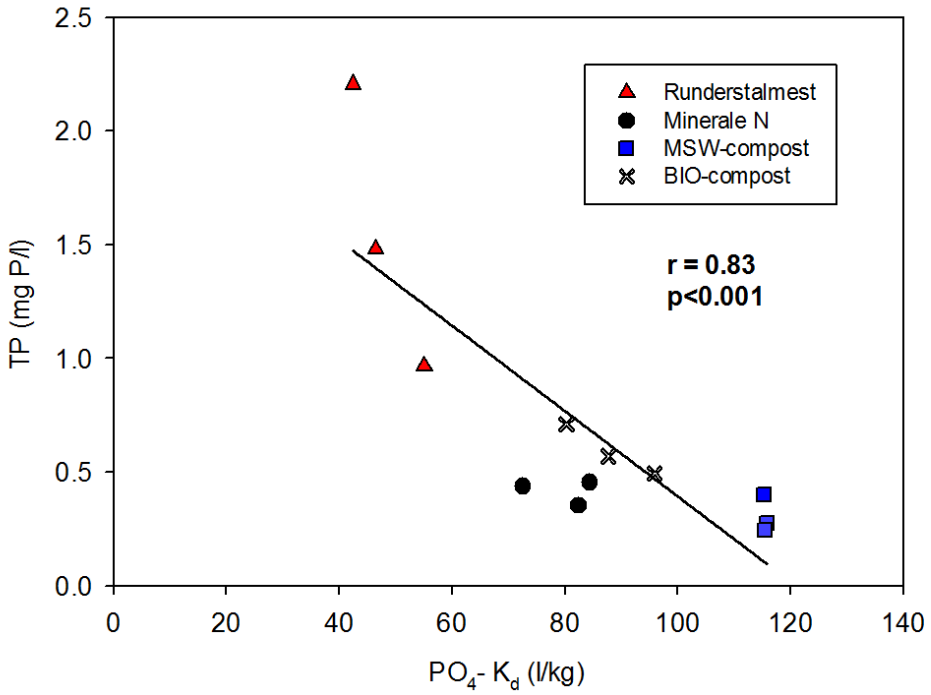


Figuur 8. Gemiddelde pH-KCl en TOC-gehalte (±SD) per behandeling van de Qualiagro veldproef (2013). De behandelingen met dezelfde letter zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

Net zoals in de bemestingsproef leidde runderstalmest in de Qualiagro-veldproef tot een verhoging van het TOC-gehalte vergelijkbaar met dat van compost, maar eveneens tot een P-beschikbaarheid en P-uitspoeling die hoger was dan deze met compost behandelde veldjes. Zoals vermeld in de inleiding zou dit het gevolg kunnen zijn van een verlaagde orthofosfaat-sorptiecapaciteit van de bodem, onder invloed van organische zuren afkomstig van de verschillende mesttypes. Uit Figuur 9 kunnen we inderdaad afleiden dat de TP-uitspoeling gerelateerd is aan de orthofosfaat-sorptiecapaciteit van de bodem. Naarmate de PO_4-K_d waarde van de bodem afneemt, heeft de bodem minder capaciteit om orthosfosfaat te adsorberen en zal dus meer P kunnen uitspoelen. Het is echter opvallend dat de PO_4-K_d waarden van de MSW- en BIO-compostbehandelingen minstens gelijk tot hoger zijn dan deze van de minerale N-behandeling. Door P toe te voegen aan de bodem onder de vorm van (organische) mest, wordt de bodem meer en meer opgeladen met P. We verwachten dat meer en meer P wordt geadsorbeerd, en de PO_4-K_d waarde hierdoor daalt. Het is dus logisch dat de PO_4-K_d waarde voor de behandeling met runderstalmest kleiner is dan deze voor de minerale N-behandeling (waar geen P wordt aangewend). Het gebruik van compost leidt echter tot een stijging van de PO_4-K_d waarde. Door compost toe passen, lijkt de bodem meer P te kunnen adsorberen. Het mechanisme hiervan is niet helemaal duidelijk.

Bij de GWS-compost behandeling ligt de TP-uitspoeling sterk hoger dan bij alle andere behandelingen. Deze behandeling is echter weinig of niet te vergelijken met de andere compostbehandelingen. Via de GWS-compost werd dubbel zoveel P toegediend als in de BIO-compost behandeling. Bovendien is de GWS-compost zeer sterk verschillend qua samenstelling met de andere composten. Bij het composteringsproces van GWS-compost wordt slib van waterzuivering toegevoegd. Alle andere composten (in alle veldproeven)

die binnen dit onderzoek werden aangewend werden geproduceerd louter op basis van plantaardige reststromen. Van de GWS-compost-behandelingen werden geen PO_4-K_d waarden bepaald.



Figuur 9. De TP-concentratie in het eluens van het uitspoelingsexperiment in functie van de orthofosfaat distributie coëfficiënt (PO_4-K_d) van de Qualiagro-veldproef

Algemeen besluit

De Qualiagro-veldproef bevestigt de vaststellingen van de bemestingsproef. Bemesting met runderstalmest leidt bij vergelijkbare totale P-bemesting tot meer P-beschikbaarheid en P-uitspoeling dan compost. De achterliggende oorzaak hiervoor is echter niet duidelijk. We kunnen echter besluiten dat compost evenveel potentieel heeft om het TOC-gehalte te verhogen als runderstalmest, zonder daarbij de P-uitspoeling verder te verhogen zoals bij runderstalmest.

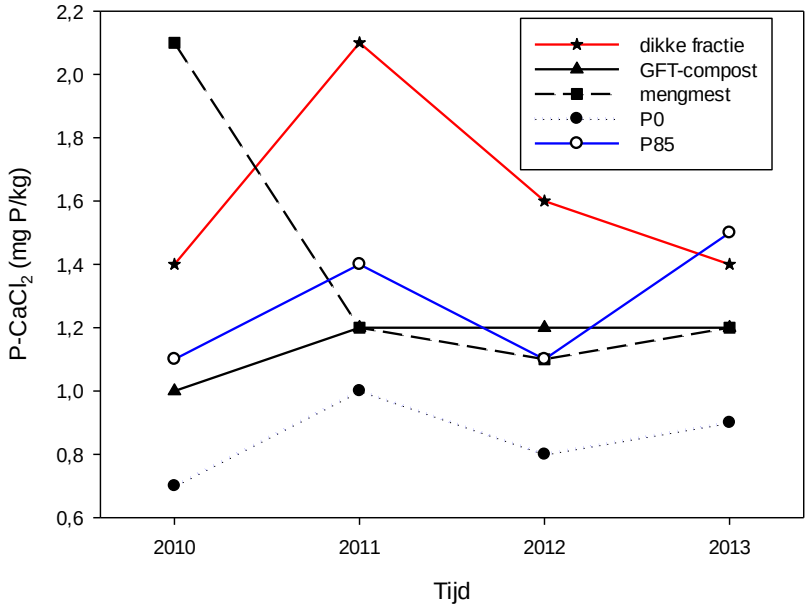
8.3.2 Verlaagde P-bemesting en bemesten met digestaatproducten: Effect op de korte termijn?

Naar: Vanden Nest et al. (2014c)

Om het effect van de lagere P-bemesting op P-beschikbaarheid en P-uitspoeling op korte termijn (4 jaar) in kaart te brengen, bespreken we hier de behandelingen P0 en P45 (0 en 45 kg P_2O_5/ha) in vergelijking met P85 (85 kg P_2O_5/ha) van de digestaatproef. Anno 2014 komen ook steeds nieuwe verwerkte digestaatproducten als organische meststoffen of bodemverbeterende middelen op de markt. Het is hierbij de vraag in welke mate deze nieuwe producten de P-beschikbaarheid kunnen beïnvloeden.

Bij de start van het experiment in 2010 was de bodem-P-voorraad van het proefperceel 20 mg P/100g droge grond en daarmee dus licht hoger dan de streefwaarde (Maes et al.,

2012). De P-bemesting achterwege laten (P0) gedurende 4 jaar had geen significant effect op de relatieve droge stof-opbrengst (DS). In 2010, 2011 en 2013 werden geen significante verschillen in absolute DS gevonden tussen de verschillende behandeling van de veldproef. In 2012 was de absolute DS-opbrengst voor voederbieten voor de GFT-compost behandeling wel significant lager dan in alle andere behandelingen. Dit valt echter toe te schrijven aan de trage N-mineralisatie uit compost in vergelijking met de rundermengmest en de digestaatproducten.



Figuur 10. Evolutie in het gemiddelde P-$CaCl_2$-gehalte voor de behandelingen met dikke fractie, GFT-compost, rundermengmest, P0 en P85 van de digestaatproef (2010-2013)

Jaarlijks werden bodemstalen genomen om de evolutie in P-beschikbaarheid op te volgen. In Figuur 10 tonen we de evolutie in P-$CaCl_2$ van de behandelingen waarop ook een uitspoelingsexperiment werd uitgevoerd in 2013. Het is duidelijk dat er van jaar tot jaar schommelingen zijn in P-$CaCl_2$. Dit kan eventueel te wijten zijn aan het feit dat met vochtige bodemstalen wordt gewerkt. Verder valt het op dat bemesten met dikke fractie na digestaatscheiding zorgt voor bijna permanent de hoogste P-beschikbaarheid hoewel in deze behandeling evenveel P werd bemest dan in de GFT-compost, mengmest en P85-behandelingen. Zoals verwacht ligt de P-beschikbaarheid permanent het laagste in de P0-behandeling. Ondanks het jaar na jaar overslaan van de P-bemesting in deze behandeling is het niet zo dat de P-beschikbaarheid gradueel afneemt doorheen de tijd. Het lijkt alsof het niet bemesten met P de P-beschikbaarheid onmiddellijk naar een lager evenwichtsniveau brengt, maar dat het voor langere tijd op dit niveau zal blijven. Onderzoek op langere termijn zal uitwijzen over welke tijdspanne de P-beschikbaarheid eventueel wel zou kunnen gaan afnemen. De verschillen in P-beschikbaarheid werden weerspiegeld in de P-uitspoeling van het uitspoelingsexperiment dat in 2013 werd uitgevoerd (zie Tabel 5). Hoewel in 2013 geen significante verschillen in P-$CaCl_2$ en HWP werden gevonden.

Besluit

Op basis van de resultaten van de digestaatproef blijkt dat het achterwege laten van de P-bemesting op een termijn van 4 jaar de P-beschikbaarheid duidelijk naar een lager niveau brengt dan bij voorgezette P-bemesting. Dit had in geen enkel jaar effect op de gewasopbrengst, maar wel op de P-uitspoeling die ook lager lag. Ondanks dat er dus 4 jaar lang niet werd bemest, daalde de P-beschikbaarheid niet gradueel over deze 4 jaren heen. Ondanks de negatieve P-balans werd in de eerste 4 jaar van deze veldproef geen daling in het P-AL-gehalte vastgesteld.

Ook het type van verwerkte digestaatproducten heeft mogelijk een invloed op de P-beschikbaarheid en de P-uitspoeling. Zo leidt de dikke fractie van mechanische digestaatscheiding tot een significant hogere P-uitspoeling in vergelijking met rundermengmest, GFT-compost en triple superfosfaat-bemesting bij hetzelfde P-bemestingsniveau van 85 kg P_2O_5/ha.

Tabel 5. Gemiddelde P-$CaCl_2$, HWP, P-AL-gehaltes in 2013, P-balans (2011-2013) en de totale P (TP) en totaal opgeloste P (TDP) concentraties in het eluens van het uitspoelingsexperiment (2013) (±SD) per behandeling van de digestaatproef. Er werden geen statistisch significante verschillen gevonden bij de P-$CaCl_2$, HWP, P-AL-gehaltes in 2013. Behandelingen met dezelfde letter voor P-balans, TP en TDP zijn niet statistisch significant verschillend van elkaar (Tukey-test, p<0,05)

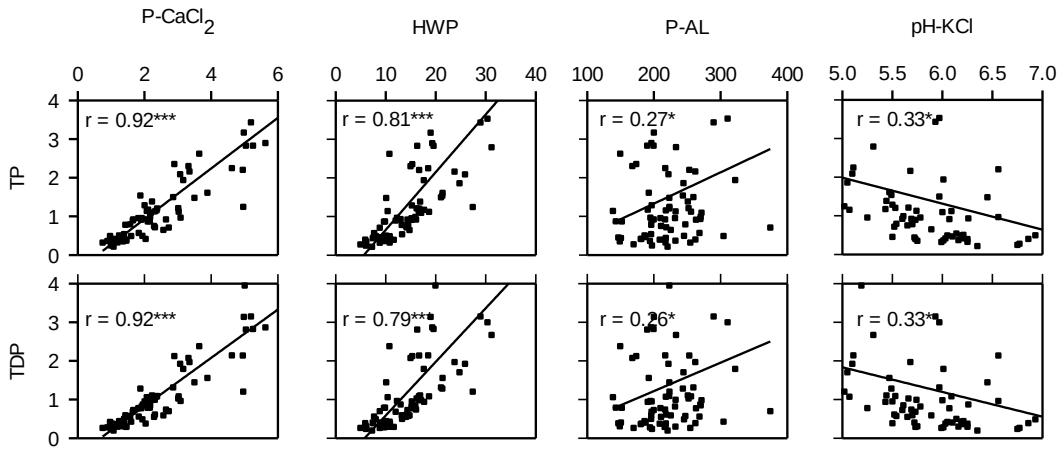
Behandeling	P-$CaCl_2$ (mg P/kg)	HWP (mg P/kg)	P-AL (mg P/100g)	P balans 2011-2013 (kg P_2O_5 ha^{-1})	TP (mg P/l)	TDP (mg P/l)
dikke fractie	1,41 ± 0,18	11,3 ± 1,5	23 ± 7	-2 ± 2^{cd}	0,51 ± 0,02^{c}	0,46 ± 0,04^{c}
Effluent	1,25 ± 0,06	10,3 ± 0,6	21 ± 1	21 ± 2^{de}	-	-
OBA	1,23 ± 0,18	9,5 ± 0,7	20 ± 4	8 ± 4^{de}	-	-
GDM	1,25 ± 0,28	10,3 ± 1,2	20 ± 3	18 ± 9^{de}	-	-
GDZ	1,06 ± 0,13	9,5 ± 1,8	20 ± 4	10 ± 7^{de}	-	-
GFT-compost	1,20 ± 0,06	10,7 ± 0,6	21 ± 2	27 ± 9^{de}	0,40 ± 0,06^{b}	0,35 ± 0,05^{b}
rundermengmest	1,16 ± 0,27	10,3 ± 0,6	21 ± 2	39 ± 9^{e}	0,42 ± 0,06^{b}	0,36 ± 0,06^{b}
P0	0,90 ± 0,16	8,7 ± 1,5	22 ± 3	-222 ± 30^{a}	0,30 ± 0,08^{a}	0,25 ± 0,04^{a}
P45	1,17 ± 0,16	9,3 ± 0,6	23 ± 6	-117 ± 16^{b}	-	-
P85	1,49 ± 0,54	10,3 ± 1,5	20 ± 2	23 ± 16^{de}	0,43 ± 0,04^{b}	0,36 ± 0,06^{b}

Het is opvallend dat de grote verschillen in P-balans tussen de behandelingen P0, P45 en P85 nog helemaal geen effect hadden op de bodem P-voorraad, gemeten als P-AL. Verder is de dikke fractie behandeling, de enige behandeling waarbij er 85 kg P_2O_5/ha wordt bemest en dat de P-balans negatief is.

8.3.3 Verband tussen P-beschikbaarheid en P-uitspoeling

In het kader van een metadata-analyse, werd de data van de bodemmetingen en de uitspoelingsexperimenten op basis van de bemestingsproef, de Qualiagro-veldproef en de digestaatproef, aangevuld met data van nog twee veldproeven (zie 1.2.4), samen gevoegd. In Figuur 11 geven we een aantal correlaties tussen P-uitspoeling enerzijds en de

P-beschikbaarheid, bodem P-voorraad en pH-KCl anderzijds. Uit deze grafieken blijkt dat de P-uitspoeling vooral is gelinkt aan de P-beschikbaarheid (P-$CaCl_2$ en HWP). Er is dan wel een significante correlatie tussen P-AL en de P-uitspoeling, het is echter duidelijk dat de spreiding veel hoger is. Door de verschillende mesttypes die werden gebruikt, werden verschillen in de bodem-pH gecreëerd. Deze verschillen in pH-KCl hadden ook een invloed op P uitspoeling.



Figuur 11. Correlatiegrafieken van de verbanden tussen P-uitspoeling (totale P (TP), totale opgeloste P (TDP) en P-beschikbaarheid (P-$CaCl_2$ en HWP), bodem P-voorraad (P-AL) en zuurtegraad van de bodem (pH-KCl) van alle verzamelde data. De determinatiecoëfficiënt r wordt in de grafiek weergegeven en is aangeduid met * en * indien de correlatie significant is op respectievelijk p<0.001 en p<0.01**

Er werd een poging gedaan om een voorspellingsmodel voor P-uitspoeling op te bouwen over alle mesttypes en veldproeven heen. De P-beschikbaarheid (P-$CaCl_2$ en HWP) bleek hierbij de beste voorspeller voor P-uitspoeling, zonder dat extra informatie van andere bodemparameters het voorspellingsmodel kon verbeteren. Zowel de parameters P-AL als pH-KCl werden niet weerhouden in de voorspellingsmodellen, aangezien ze het model niet significant konden verbeteren.

De P-$CaCl_2$ en HWP werden echter steeds net voor het uitspoelingsexperiment gemeten, en we konden vaststellen dat -vooral de P-$CaCl_2$- grote schommelingen kan vertonen over de seizoenen. Dit maakt dat er nadelen verbonden zijn aan het gebruik van P-$CaCl_2$ (gemeten op vers staal) als schatter voor P-uitspoeling op over een langere periode of op praktijkpercelen.

Voor een uitgebreide toelichting van deze voorspellingsmodellen, wordt verwezen naar het doctoraat van Thijs Vanden Nest (2014).

8.4 Conclusies

Op basis van het bovenstaand onderzoek kunnen we concluderen dat zowel het gebruik van runderstalmest als van boerderij- of GFT-compost goede opties zijn om het gehalte aan bodemorganische stof op langere termijn te verhogen. In zandleembodems met een bodem P-voorraad die hoger ligt dan de streefzone leidt runderstalmest niet alleen tot hogere P-beschikbaarheid, maar ook tot een hogere P-uitspoeling dan compost. We konden aantonen dat bodems met toediening van runderstalmest een lagere adsorptiecapaciteit voor orthofosfaat vertonen dan bodems waaraan compost werd toegediend. Het is opvallend en onverwacht dat in een bodem waar compost wordt toegediend de orthofosfaat-adsorptiecapaciteit gelijk blijft aan deze van niet met P bemeste bodems of zelfs neigt toe te nemen. Hier is momenteel echter geen sluitende verklaring voor gevonden. Uit de digestaatproef bleek dat naast stalmest en compost ook verwerkte digestaatproducten verschillen in invloed op de P-beschikbaarheid en de P-uitspoeling vertonen. Zo bleek het 4 jaar toepassen van de dikke fractie van mechanische digestaatscheiding te leiden tot hogere P-uitspoeling dan het 4 jaar toepassen van GFT-compost, rundermengmest of triple superfosfaat aan dezelfde P-bemestingsdosis van 85 kg P_2O_5/ha per jaar.

Door de P-bemesting op te schorten, zonder de N- of K-bemesting te verlagen, kon de P-beschikbaarheid en P-uitspoeling duidelijk verlaagd worden in vergelijking met de bodems waar continu werd verder werd bemest met P. Deze verlaagde P-beschikbaarheid had geen effect op de gewasopbrengst. Het viel op dat P-beschikbaarheid in de niet P-bemeste behandeling, niet verder gradueel daalde doorheen de tijd.

Het is duidelijk dat ondanks een zelfde P-bemestingsniveau, organische meststoffen of bodemverbeterende middelen de adsorptiecapaciteit voor orthofosfaat anders gaan beïnvloeden en daardoor leiden tot verschillen in P-uitspoeling. Hiermee dient zeker rekening gehouden te worden bij het beperken van P-verliezen naar het milieu toe. Er zal echter verder onderzoek nodig zijn om te kunnen achterhalen wat de achterliggende reden is. Verder stelden we vast dat de P-uitspoeling dan wel snel kan verlaagd worden door de P-bemesting tijdelijk stop te zetten in bodems met een te hoge bodem P-voorraad, maar dat verdere graduele verbeteringen langer op zich laten wachten. Vermoedelijk dient de bodem P-voorraad hiervoor eerst te gaan dalen, door het verlagen van de P-bemesting beneden het P-evenwichtsbemestingsniveau.

8.5 Literatuurlijst

Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., Houot, S., 2013. Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long term effects. Soil Biology and Biochemistry 65, 144-157.

Jordan-Meille, L., Rubæk, G.H., Ehlert, P.A.I., Genot, V., Hofman, G., Goulding, K., Recknagel, J., Provolo, G., Barraclough, P. 2012. *An overview of fertilizer-P recommandations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommandations.* Soil Use and Management 28, 419-435.

LNE, 2009. Organische stof in de bodem. Vlaamse overheid, Departement leefmilieu, natuur en energie, Brussels, Belgium, 42 pp.

Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N. & Vandendriessche, H. 2012. *Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008-2011)*. Bodemkundige Dienst van België.

Vanden Nest, T., 2014. Long term use of different organic fertilizer types and impact on phosphorus leaching. Phd-thesis, KULeuven, in voorbereiding.

Vanden Nest, T., Vandecasteele B., Ruysschaert, G., Cougnon, M., Merckx, R., Reheul, D., 2014a. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and potential P leaching in a long term trial on a silt loam soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 197, 309-317.

Vanden Nest, T., Ruysschaert, G., Vandecasteele B., Houot, S., Baken, S., Smolders, E., Cougnon, M., Reheul, D., Merckx, R., 2014b. The long term use of farmyard manure and compost: effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. AMBIO, in voorbereiding.

Vanden Nest, T., Ruysschaert, G., Vandecasteele B., Cougnon, M., Merckx, R., Reheul, D., 2014c. P availability and P leaching as affected by decreased P fertilization and processed digestate in a silt loam soil with high P status. Agriculture, Ecosystems and Environment, in voorbereiding.

VLACO, 2014a. Karakterisatie eindproducten van biologische verwerking. VLACO vzw, Brussels, Belgium, retrieved from *http://www.vlaco.be/professionele-verwerking/eindproducten/karakterisering-eindproducten*

VLACO, 2014b. Gemiddelde samenstelling van VLACO-compost. VLACO vzw, Brussels, Belgium, retrieved from *http://www.vlaco.be/professionele-verwerking/eindproducten/gemiddelde-samenstelling*

VLM, 2014. Normen en richtwaarden 2014. Vlaamse Landmaatschappij, Brussels, Belgium, retrieved from *http://www.vlm.be/SiteCollectionDocuments/Publicaties/mestbank*

VMM, 2014. Overschot op de bodembalans van de landbouw. Vlaamse milieumaatschappij, Brussels, Belgium, retrieved from *http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/sectoren/landbouw/vermestende-emissie-van-de-landbouw/overschot-op-de-bodembalans-van-de-landbouw/*

9 RUIMTELIJKE EN TEMPORELE VARIATIE VAN BEWORTELINGSKENMERKEN EN DE EFFECTIVITEIT VAN VANGGEWASSEN

Ruysschaert G.[1], Coorevits L.[2], Vandecasteele B.[1], De Vliegher A.[1], Deckers J.[2]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

[2] *Departement Aard- en Omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven*

9.1 INLEIDING

Vanggewassen, ook wel groenbedekkers genoemd, zijn effectief in het verhinderen van uitloging van nitraat-stikstof naar oppervlakte- en grondwater gedurende de herfst en de winter. Nitraatuitloging kan worden verminderd met 100 kg N/ha en meer afhankelijk van de zaaidatum, weersomstandigheden en het type vanggewassen (Relaes, 2000; Ver Elst, 2007). Vanggewassen verminderen niet alleen de nitraatconcentraties in de bovenste bodemlagen, ze pompen ook stikstof, die is uitgeloogd naar diepere lagen, terug naar boven (Thorup-Kristensen et al., 2003). Na vertering kan de stikstof (N), die was opgenomen door de vanggewassen, opnieuw gebruikt worden door het volggewas zodat het niet verloren gaat. Hoe dieper het wortelstelsel van de vanggewassen, hoe effectiever vanggewassen zijn om nitraatuitloging dieper in het profiel tegen te gaan. Dit werd aangetoond door Kristensen en Thorup-Kristensen (2004) die een significante afname van de nitraatconcentratie in de 1-2.5 m bodemlaag (21 tot 33 kg N/ha) vonden voor bladrammenas die tot 2.4 m diep wortelde in vergelijking met Italiaans raaigras dat 0.6 m diep en winterrogge die 1.1 m diep wortelde. Verdichte bodemlagen bieden grote mechanische weerstand tegen wortelgroei, verminderen bodemverluchting en veranderen bodemvochtgehaltes. Dit leidt meestal tot verlaagde stikstofopname door gewassen (Lipiec and Stepniewski, 1995). Een bodemweerstand van 3 MPa wordt vaak aanzien als de kritische drempelwaarde voor wortelgroei, hoewel deze drempelwaarde gewasafhankelijk is (Glinski and Lipiec, 1990).

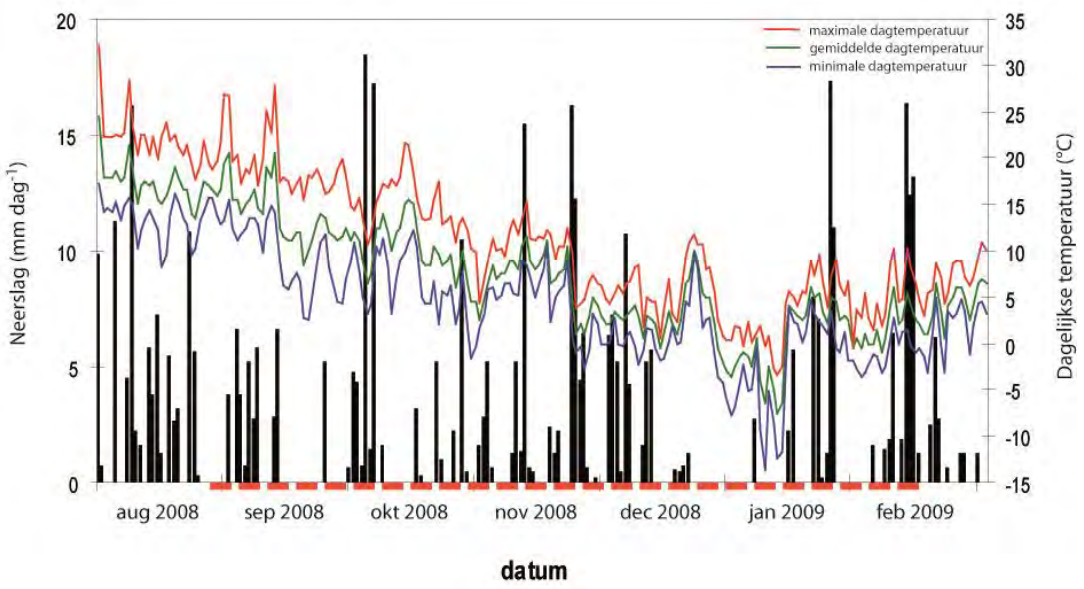
In Vlaanderen moeten stalen voor nitraatstikstof worden genomen in de bovenste 90 cm van de bodem tussen 1 oktober en 15 november voor de Nitraatrichtlijn (Mestactieplan). De resultaten zijn een indicatie voor de stikstofverliezen gedurende de winter. De nitraatstikstof mag niet hoger zijn dan 90 kg N/ha in niet-focusgebieden en niet-zandige bodems. Vanggewassen kunnen het nitraatstikstofniveau verlagen, maar het is de vraag of ze dit ook nog verder kunnen doen gedurende de staalnameperiode. Indien dit het geval is zouden staalnames genomen op het einde van deze periode gunstiger zijn voor landbouwers die vanggewassen zaaien.

De doelstellingen van het onderzoek waren om te onderzoeken 1) hoe effectief verschillende vanggewassen zijn in de tijd, 2) hoe diep vanggewassen stikstof kunnen opnemen met hun wortelstelsel en 3) of er een effect is van bodemcondities op de groei en effectiviteit van vanggewassen. De twee onderzochte vanggewassen waren Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum* Lam.) en gele mosterd (*Sinapis alba* L.). Het was onze hypothese dat gele mosterd, met zijn penwortel, meer efficiënt zou zijn in het extraheren van stikstof uit diepere bodemlagen dan Italiaans raaigras en dat worteldiepte en stikstofopname lager zouden zijn als bodemcondities minder gunstig zijn zoals in verdichte bodems. Dit hoofdstuk vat de masterthesis van Lorens Coorevits (2009) samen.

9.2 MATERIAAL EN METHODEN

9.2.1 Proefveldlocatie en –opzet

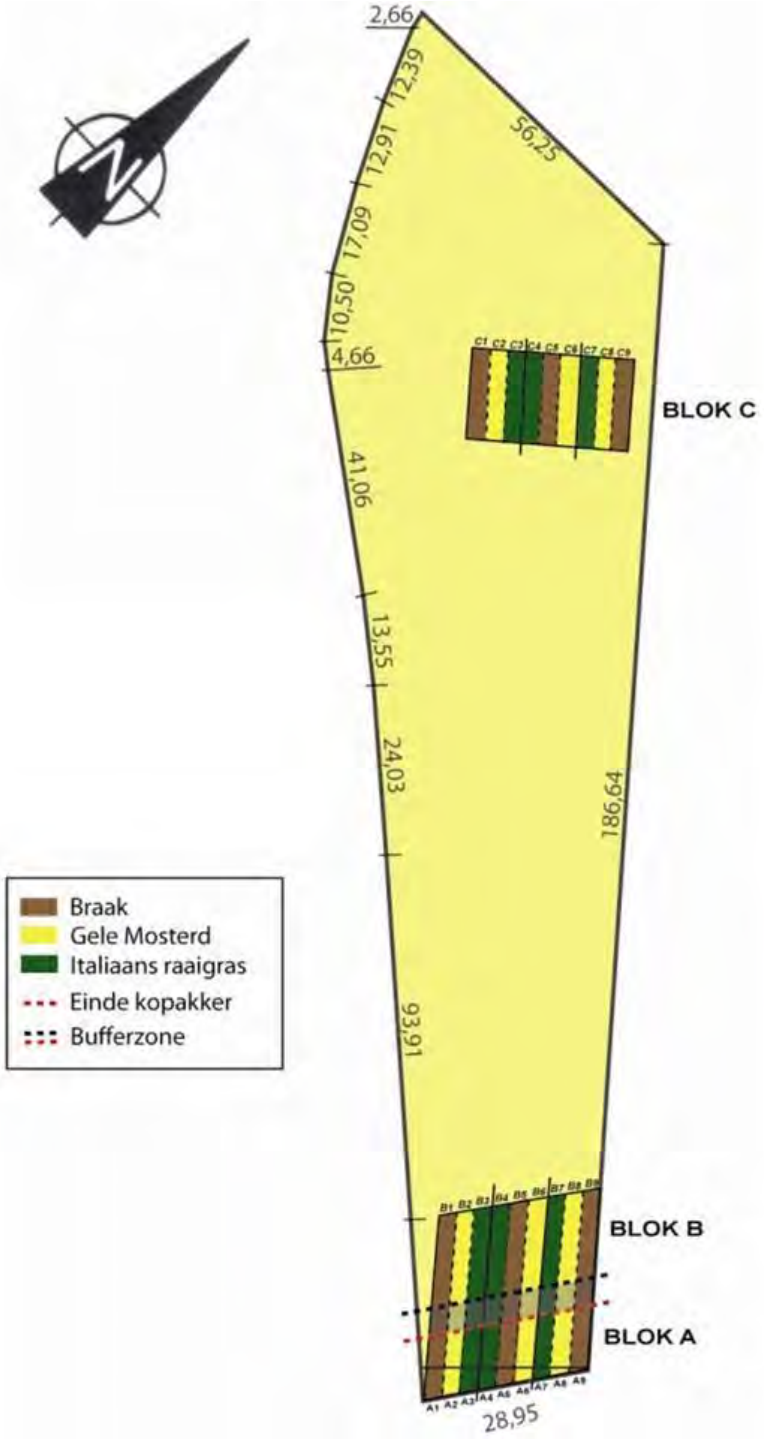
Deze studie werd uitgevoerd op een akkerbouwperceel van ILVO in Merelbeke waar in de zomer van 2008 wintertarwe was geoogst. De weersomstandigheden gedurende de proefperiode (augustus 2008-februari 2009) worden getoond in Figuur 1.



Figuur 1 Weersomstandigheden gedurende het experiment (ILVO-station te Lemberge/Merelbeke). Zwarte staven: dagelijkse neerslag; curves: dagelijkse maximum-, gemiddelde en minimumtemperatuur. Roden stippellijn op de X-as: experimentele periode

De effectiviteit van Italiaans raaigras en gele mosterd als vanggewassen om stikstof op te nemen werd vergeleken met een controle (braak). De proefopzet was een gerandomiseerd blokontwerp met 3 herhalingen. Het experiment werd uitgevoerd op drie plaatsen van het perceel, zijnde 1) op de kopakker (blok A), 2) onder normale veldomstandigheden (blok B) en 3) onder meer natte veldomstandigheden (blok C) (Figuur 2). Dit verschil in bodemdrainage was ook terug te vinden op de Belgische bodemkaart (AGIV, 2009) die blok A en B als matig droog en blok C als matig nat weergeeft. Het was onze hypothese dat de wortelgroei van de vanggewassen zou gehinderd worden door verdichting (blok A, kopakker) en minder gunstige drainage-

omstandigheden (blok C) en dat dit de effectiviteit van vanggewassen zou verminderen. De grootte van de plots was 3x10 m² voor blok A en 3x15 m² voor blok B en C. Aangezien gewasgroei heterogeen was in blok A, werden zowel stalen genomen op plaatsen met normale (Anorm) en plaatsen met verminderde gewasgroei (Ared).



Figuur 2 Opzet van het veldexperiment. Getallen aan de zijden van het perceel zijn afstanden in meter

De stoppel van wintertarwe werd los gemaakt met een vaste tand cultivator (20 cm) en een kluitenbreker op 26 augustus 2008. Dit werd herhaald op 28 augustus waarna 27 kg

N/ha werd toegediend met een calcium-ammonium-nitraat-meststof. Een gecombineerde bewerking met een vaste tand cultivator (25 cm diep), een kluitenbreker en een rotoreg werd toegepast op 29 augustus voor het inzaaien van gele mosterd en Italiaans raaigras dezelfde dag. De onkruiden op de braakplots werden doodgespoten op 17 oktober 2008.

9.2.2 Bodemanalyses

De bodems van blok B en C werden goed gekarakteriseerd door boringen en een profielputbeschrijving (FAO, 2006). Bodemtextuur werd bepaald met de sedimentatie methode (ISO 11277:1998 (E)). Chemische bodemkenmerken van de bovenste 30 cm werden bij de start van de proef gemeten: 1) plant-beschikbare nutriënten (ammonium-lactaatextract), pH-KCl, organische koolstof en totale stikstof. Indringingsweerstand werd gemeten met een penetrologger in maart 2009 (een meting per plot). De penetrologger meet indringingsweerstand over een diepte van 45 cm en dit elke 2.5 cm.

Bodemstalen voor initiële minerale N-voorraad (6 steken voor een mengstaal) werden genomen op 28 augustus 2008, vlak voor bemesting en en één dag voor zaai. Een overzicht van de andere bemonsteringsdata is weergegeven in Tabel 1. Van de staalnamedata was er één begin oktober en één in het midden van november, zodat de resultaten representatief zijn voor de start en het einde van de nitraatresiducampagne. Telkens werden vier steken voor een mengstaal genomen in blok B en C. In blok A werden slechts 3 substalen voor één mengstaal genomen dicht bij de plots van de meest recente opbrengstbepaling. De stalen werden genomen per laag van 30 cm en dit tot een diepte van 210 cm in augustus en voor de andere staalnamedata tot een diepte van 90 cm voor blok A en C en tot een diepte van 210 cm voor blok B.

Tabel 1 Overzicht van de staalnames in elke blok

	Bodemstalen			Wortelstalen			Bovengrondse biomassa		
Tijdstip Blok	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Half september		x			x			x	
Begin oktober	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Half november	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Half februari	x	x	x				x[a]	x[a]	x[a]

[a] Enkel de bovengrondse biomassa van Italiaans raaigras aangezien gele mosterd als was afgestorven

9.2.3 Gewasgroei en nutriëntenopname

De bovengrondse biomassa werd bepaald per plot op alle staalnamedata (Tabel 1) in een frame van 1m² voor blok B en C en in een frame van 0.25m² voor blok A. Droge stofopbrengst werd bepaald bij 70°C voor ten minste 24u. De N-inhoud van de vanggewassen werd bepaald met de Kjeldahl-methode.

De wortelkenmerken werden twee keer gemeten in blok A en C en drie keer in blok B (Tabel 1) in cilinders (diameter 8 cm, lengte 15 cm) van een wortelboor. Er werd telkens 1 staal genomen per plot op de plaats waar de bovengrondse biomassa werd bepaald en in de gewasrij. De wortelstalen werden genomen tot 15 cm onder de diepst gedetecteerde wortel. De maximale worteldiepte werd genoteerd. De bodemstalen werden bevroren tot

de wortels werden uitgewassen over een 0.5 mm zeef. Nadien werd de wortellengte bepaald met de aangepaste lijn-intersect methode van Newman (Oliveira et al., 2000). Voor grotere wortelstalen, werd de wortellengte bepaald op ¼ van het staal. Er werd bepaald dat dit leidt tot een relatieve standaardafwijking (= standaardafwijking/totale wortellengte van het staal) van 10% of minder. Nadat wortellengte werd gemeten, werden de wortels gedroogd bij 65°C voor 48u om de droge stof van de wortelmassa te bepalen.

9.3 Resultaten en discussie

9.3.1 Bodemkenmerken

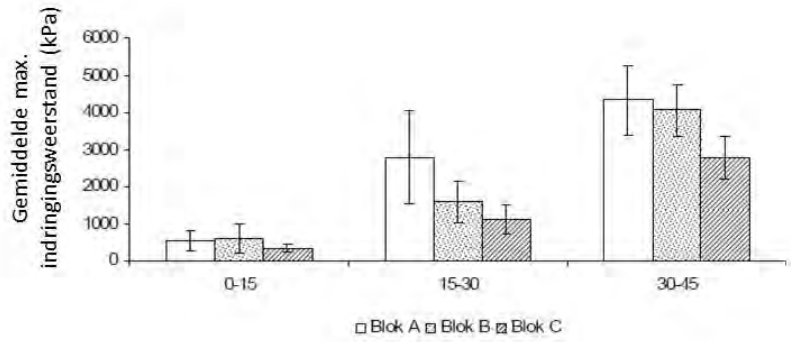
De bodem van het perceel kon worden geclassificeerd als een Terric Anthrosol. De bodemtextuur van de toplaag (0-30 cm) was lichte zandleem in blok B en C met 58.0-59.9% zand (50-2000 µm), 33.9-35.7% leem (2-50 µm) en 6.2-6.3% klei (<2 µm). Chemische bodemeigenschappen zijn samengevat voor elke blok in Tabel 2. De grootste verschillen tussen de blokken werden gevonden voor plant-beschikbare P- en K-gehaltes, die daalden van blok A naar blok C.

Tabel 2 Chemische bodemeigenschappen van elk blok bij het begin van het experiment

	pH-KCl	%C	%TN[a]	Plant-beschikbare nutriënten (mg/100g droge bodem)				
				P	K	Mg	Ca	Na
Blok A	6.9	1.0	0.151	21.4	36.9	22.6	110.8	5.2
Blok B	6.8	1.0	0.109	14.7	29.0	18.9	88.7	5.5
Blok C	6.2	1.1	0.106	10.9	23.1	19.9	94.5	5.2

[a] Total stikstof zoals bepaald door de gewijzigde Kjeldahl methode

De indringingsweerstand was significant hoger in blok A in vergelijking met blok B en C voor de laag 15-30 cm en verminderde wortelgroei werd op basis hiervan al verwacht in deze laag in blok A (Figuur 3). In blok B en C verwachtten we verminderde wortelgroei vanaf de laag 30-45 cm met een meer uitgesproken effect in blok B. Ondanks wat werd verwacht, werden er geen verschillen in indringingsweerstand gevonden tussen subplots van blok A met normale (Anorm) en verminderde (Ared) wortelgroei.

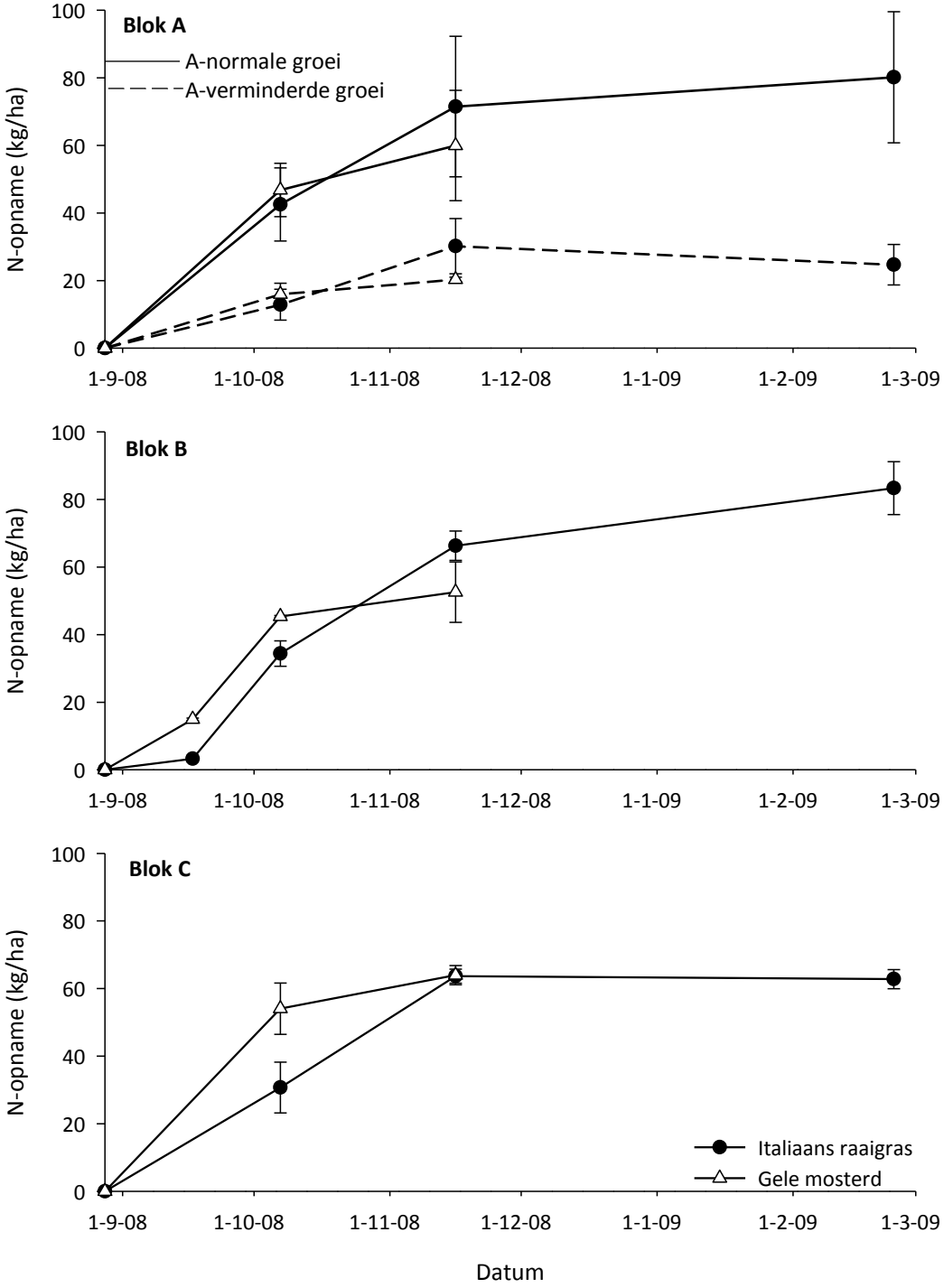


Figuur 3 Gemiddelde maximale indringingsweerstand (kPa) binnen elke blok op 3 dieptes (cm). Error bars zijn standaardafwijkingen

9.3.2 Ruimtelijke en temporele variabiliteit van de groei van vanggewassen en stikstofopname

Op de laatste staalnamedag (Tabel 1) was de droge stofopbrengst van de bovengrondse biomassa tussen 3.0 en 3.5 ton/ha, behalve voor de lagere opbrengst voor Italiaans raaigras in blok C (2.8 ton/ha) en voor beide vanggewassen op de plaatsen met verminderde groei op de kopakker (Ared). De bovengrondse biomassa in november was niet significant verschillend tussen verschillende types vanggewassen binnen de blokken. Er waren ook geen significante verschillen tussen de blokken Anorm, B en C.

De temporele evolutie van de N-opname in de bovengrondse biomassa wordt weergegeven in Figuur 4. Eerst is gele mosterd meer efficiënt in het opnemen van stikstof dan Italiaans raaigras (metingen in september en oktober). Dit leidt tot een significant hogere stikstofopname door gele mosterd dan door raaigras in oktober. Nadien, vertraagde de groei van gele mosterd door de koudere weersomstandigheden, terwijl raaigras stikstof bleef accumuleren in de bovengrondse biomassa (meting in november). Geen statistisch significante verschillen in N-opname tussen gele mosterd en Italiaans raaigras werden nog teruggevonden in november. Er waren ook geen verschillen tussen de blokken, behalve voor Ared waar er een verlaagde N-opname werd vastgesteld, met name 30 kg/ha voor Ared tegenover 53-72 kg N/ha voor de andere blokken. Gele mosterd stierf af door de vorst gedurende de winter (geen metingen meer in februari) en de groei van Italiaans raaigras vertraagde duidelijk, wat resulteerde in een gelijke of slechts lichtjes hogere stikstofopname na de winter (februari) in vergelijking met ervoor (november).



Figuur 4 N-opname in de bovengrondse biomassa (kg/ha) voor de verschillende types vanggewassen en plaatsen op het veld (blokken). Error bars zijn standaardafwijkingen

De maximale worteldiepte was significant lager voor zowel Anorm als Ared (25-45 cm) in vergelijking met blok B en C (50-60 cm). Dit werd verwacht op basis van de resultaten van de indringingsweerstand (Figuur 3). Worteldiepte was significant hoger voor gele mosterd in vergelijking met raaigras in oktober (p=0.045), maar dit verschil verdween in november. De worteldiepte van gele mosterd was dus niet zo groot als verwacht. Misschien is dit te wijten aan de hoge indringingsweerstand of door voldoende stikstof die beschikbaar was

in de toplaag, waardoor de wortels niet dieper moesten groeien. In oktober was de wortellengte niet significant verschillend, noch tussen de blokken, noch tussen de verschillende types vanggewassen. In november, daarentegen, was de wortellengte van raaigras significant hoger dan voor gele mosterd ($p<0.001$). Dit verschil was het grootst in blok B en C. De wortelmassa was niet significant verschillend tussen de blokken of tussen de types groenbedekkers. Gele mosterd heeft echter een penwortel die ongeveer 60% van de wortelmassa omvat. Zonder deze penwortel was de wortelmassa van raaigras ongeveer twee keer zo groot als van gele mosterd.

9.3.3 Ruimtelijke en temporele variabiliteit van minerale stikstof in de bodem

Alleen minerale stikstof (N) van blok B is weergegeven in Figuur 5 aangezien er in deze blok stalen zijn genomen tot een diepte van 210 cm (ten opzichte van 90 cm in de andere blokken) en aangezien de bodem 4 keer werd bemonsterd in plaats van 3 keer. De resultaten voor de andere blokken zijn gelijkaardig, behalve voor de initiële minerale N-inhoud in de 90-210 cm laag, die 71 kg N/ha bedroeg voor blok A, 100 kg N/ha voor blok B, maar slechts 21 kg N/ha voor blok C. Het is mogelijk dat de nitraten al grotendeels zijn uitgespoeld naar de hogere grondwatertafel in deze blok.

Voor de braakplots van blok B is de piek in minerale N in september veroorzaakt door een outlier in de 90-210 cm laag. Wanneer we deze outlier verwijderen, verhoogt de minerale stikstof nog steeds maar de piek wordt meer duidelijk bereikt in oktober. Tussen inzaai en oktober veroorzaakte mineralisatie een verhoging van minerale N in het profiel (0-90 cm) van de braakplots met 35 kg N/ha voor blok B, 53 kg N/ha voor blok C en 11 kg N/ha voor blok A. De lagere mineralisatie in blok A kan toegeschreven worden aan de hogere bodemdichtheid (Figuur 3). In de braakplots van blok B was er een herverdeling van minerale stikstof gedurende de winter. De hoeveelheid minerale stikstof daalde in de toplaag (0-30 cm), terwijl ze toenam in de laag eronder (30-60 cm) tot november. Daarna was er een afname in deze laag (30-60 cm) en een toename in de lagen 60-90 cm en 90-210 cm. De afname van minerale stikstof in het hele bodemprofiel (0-210 cm) na november geeft aan hoeveel stikstof verloren is uit het systeem door gasvormige of uitspoelingsverliezen (minstens 15 kg N/ha). Indien we alle meetmomenten in acht nemen, varieerde het aandeel ammonium-N in de totale hoeveelheid minerale N voor blok B tussen 19 en 58% voor de 0-30 cm laag, 13-50% in de 30-60 cm en 60-90 cm lagen en tussen 15 en 37% in de diepere bodemlagen.

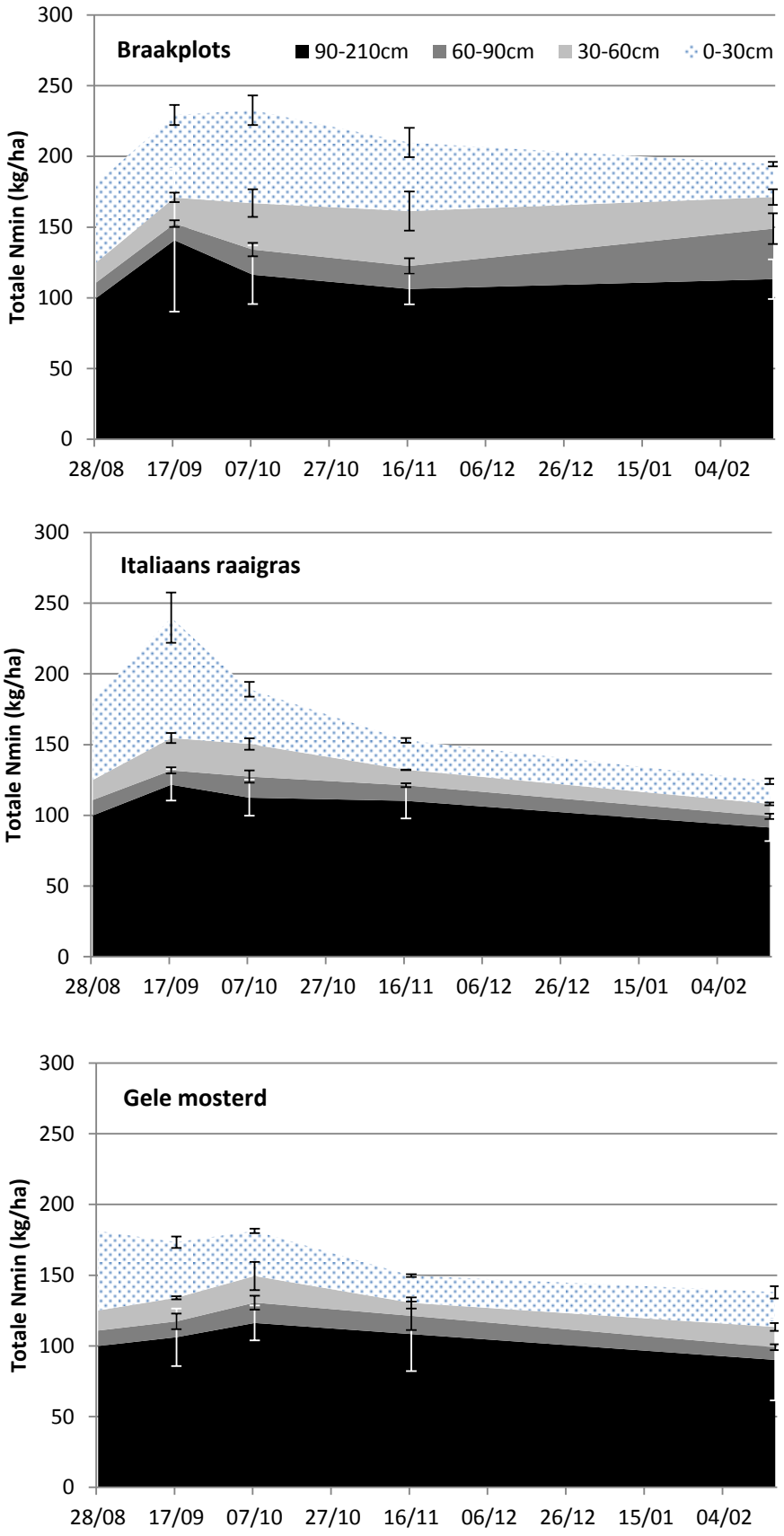


Figure 5 Temporele variabiliteit van minerale N (NH_4^+-N + NO_3^--N) (kg/ha) in de verschillende bodemlagen van blok B voor braakplots en de behandelingen met Italiaans raaigras en gele mosterd. Error bars zijn standaardafwijkingen

Vanaf het midden van september begon Italiaans raaigras effectief te worden als vanggewas door de minerale N voorraad in de 0-30 cm laag te verlagen en dus uitspoelingsverliezen naar de onderliggende lagen te voorkomen. De resultaten voor gele mosterd zijn gelijkaardig, behalve dat gele mosterd al effectief bleek na een paar weken (midden-september). Dit werd al aangetoond door de hogere N-opname in september (15 kg N/ha in de bovengrondse biomassa) in vergelijking met Italiaans raaigras (3 kg N/ha), maar dit kan niet volledig het verschil tussen gele mosterd en raaigras/braak verklaren. Een tweede verschil met Italiaans raaigras was dat de minerale stikstof in de bovenste laag (0-30 cm) lichtjes toenam tijdens de winter (maar niet significant), in plaats van af te nemen, zoals werd waargenomen in de braakplots en de plots met Italiaans raaigras. We veronderstellen dat de bevroren plantendelen al begonnen te mineraliseren na de vorstperiode in januari 2009, wanneer de temperatuur opnieuw begon te stijgen tot maximum temperaturen van 5-10°C. Zelfs bij een temperatuur van 2°C vonden Cookson et al. (2002) dat N-mineralisatie van gewasresten, klaver in dit geval, mogelijk is. We schatten, door vergelijking met de braakplots, dat de mineralisatie van gele mosterd tussen november en februari ten minste 30 kg N/ha bedroeg. Ondanks de mineralisatie van de gewasresten, werden er echter geen verschillen in minerale stikstof van de bodem gevonden tussen beide types vanggewassen in februari, net zoals ook werd gezien in november. Aangezien er significante verschillen waren met de braakplots in november, behalve voor Ared, bleken beide types vanggewassen effectief te zijn.

Met dit onderzoek wilden we ook het effect van staalnametijdstip en type vanggewas op het nitraatresidu in de 0-90 cm laag aantonen. We namen stalen in het begin van oktober en het midden van november, wat representatief is voor de start en het einde van de officiële meetperiode. Bemonsteringstijdstip had geen invloed op het nitraatresidu van de braakplots en de plots met gele mosterd ($p>0.10$) (Tabel 3). Voor Italiaans raaigras daarentegen was het nitraatresidu significant lager in het midden van november in vergelijking met het begin van oktober in blok B en C (afname met 24-29 kg N/ha) omdat raaigras bleef groeien in deze periode. De nitraat-N gehaltes in de braakplots waren hoog en benaderden de grens van 90 kg N/ha. Het telen van vanggewassen, Italiaans raaigras of gele mosterd, blijkt effectief te zijn om het nitraatresidu te verlagen wanneer ze worden gezaaid op het einde van augustus zoals in deze studie.

Tabel 3 Nitraatresidu (kg NO_3^--N/ha; 0-90 cm) bij het begin en einde van de nitraatresiducampagne in 2008

	7 oktober			15 november		
	Braak	Italiaans raaigras	Gele mosterd	Braak	Italiaans raaigras	Gele mosterd
Blok Anorm	68.2	35.3	24.2	65.4	22.1	15.3
Blok Ared		28.0	17.8		26.4	20.3
Blok B	84.4	39.6	24.7	79.4	15.7	15.8
Blok C	98.7	37.2	11.4	86.0	8.5	6.5

9.4 Besluit

Wanneer er eind augustus ingezaaid wordt, heeft gele mosterd het vermogen om snel te groeien en de minerale stikstofvoorraad in de bodem enkele weken later al te verlagen. Gele mosterd bleef groeien en stikstof uit het profiel onttrekken tot het midden van oktober. Italiaans raaigras groeide trager maar bleef stikstof opnemen tot het midden van november. Het staalnametijdstip voor het meten van het nitraatresidu in het kader van het mestdecreet bleek niet belangrijk wanneer de bodem braak is of wanneer gele mosterd is ingezaaid, maar wanneer Italiaans raaigras ingezaaid is, bleek staalname op het einde van de staalname periode (half november) gunstiger voor landbouwers.

De hoeveelheid minerale stikstof in de laag 90-210 cm, die gevoelig is om uit te spoelen naar oppervlakte of grondwater was aanzienlijk in vergelijking met de hoeveelheid minerale stikstof in de laag 0-90 cm. Diep wortelende gewassen zijn nodig om deze stikstof terug naar het oppervlakte te brengen. In onze studie was de worteldiepte (50-60 cm), niet zo hoog als verwacht, vooral niet voor gele mosterd. Minder gunstige bodemomstandigheden, zoals in de kopakker, verminderen de kansen om dieper te wortelen nog verder en verlagen zo ook het vermogen van vanggewassen om stikstof dieper in het profiel op te nemen.

9.5 Literatuurlijst

AGIV, 2009. Geo-Vlaanderen (bodemkaart). http://www.agiv.be/gis/diensten/geo-vlaanderen/?catid=8

Cookson, W.R., Cornforth, I.S., Rowarth, J.S., 2002. Winter soil temperature (2-15°C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils; a laboratory and field study. Soil Biology and Biochemistry 34, 1401-1415.

Coorevits, L., 2009. Beworteling van groenbedekkers in functie van bodemverdichting – Consequenties voor de stikstofdynamiek. MSc dissertation, Departement Aard- en Omgevingswetenschappen, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Leuven.

FAO, 2006. Guidelines for soil description. 97p.

Glinski, J., Lipiec, J., 1990. Soil physical conditions and plant roots. CRC Press, Boca Raton, FL.

Kristensen, H.L., Thorup-Kristensen, K., 2004. Root growth and nitrate uptake of three different catch crops in deep soil layers. Soil Science Society of America Journal 68, 529-537.

Lipiec, J., Stepniewski, W., 1995. Effects of soil compaction and tillage systems on the uptake and losses of nutrients. Soil and Tillage Research 35, 37-52.

Oliveira, M.R.G., Van Noordwijk, M., Gaze, S.R., Brouwer, G., Bona, S., Mosca, G., Hairiah, K., 2000. Auger sampling, ingrowth cores and pinboard methods. In: Smit, A.L., Bengough, A.G., Engels, C., Van Noordwijk, M., Pellerin, S., van de Geijn, S.C. (Eds), Root methods: A handbook. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p. 176-210.

Relaes, J., 2000. Code van goede landbouwpraktijken: Nutriënten. Algemene principes en aandachtspunten in verband met bemesting, groenbedekking, erosie. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Afdeling land- en tuinbouwvorming, Brussel.

Thorup-Kristensen, 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: 227-301.

Ver Elst, P., 2007. Beheersen van nitraatresidu: wat kan op dit ogenblik nog gebeuren? Landbouw & Techniek 14, 9-12.

10 Goede praktijken duurzaam bodembeheer: wat leren Europese langetermijn veldproeven

D'Hose T.[1], Ruysschaert G.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

10.1 Inleiding

Anno 2014 moet de Europese landbouwer multifunctioneel zijn: niet alleen moet hij voorzien in de vraag van de consument naar voldoende, veilig en gevarieerd voedsel; hij moet ook de bodem en bij uitbreiding het milieu beschermen. De intensieve landbouw heeft de voorbije decennia immers niet alleen gezorgd voor een verhoogde voedselzekerheid; bepaalde landbouwpraktijken (vb. gebruik van zware machines in slechte omstandigheden) hebben ook geleid tot bodemdegradatie. Als gevolg daarvan heeft de EU bodemdegradatie hoog op de agenda geplaatst. Getuige daarvan zijn de EU-Bodemstrategie (COM(2006)231) en het daarin opgenomen voorstel tot een kaderrichtlijn Bodem (COM(2006)232) die oproepen om bedreigingen als erosie, bodemverontreiniging, afname van het gehalte aan organische stof en biodiversiteit te voorkomen of te beperken.

Om de negatieve trend inzake bodemvruchtbaarheid te keren wint het toepassen van duurzaam bodembeheer steeds meer aan belang om zo de bodem in optimale conditie te brengen. Om dit doel te bereiken komen verschillende landbouwpraktijken in aanmerking zoals minimale bodembewerking, een ruimere vruchtwisseling en composttoepassing. In dit onderzoek werd de impact van deze landbouwpraktijken vastgesteld op:

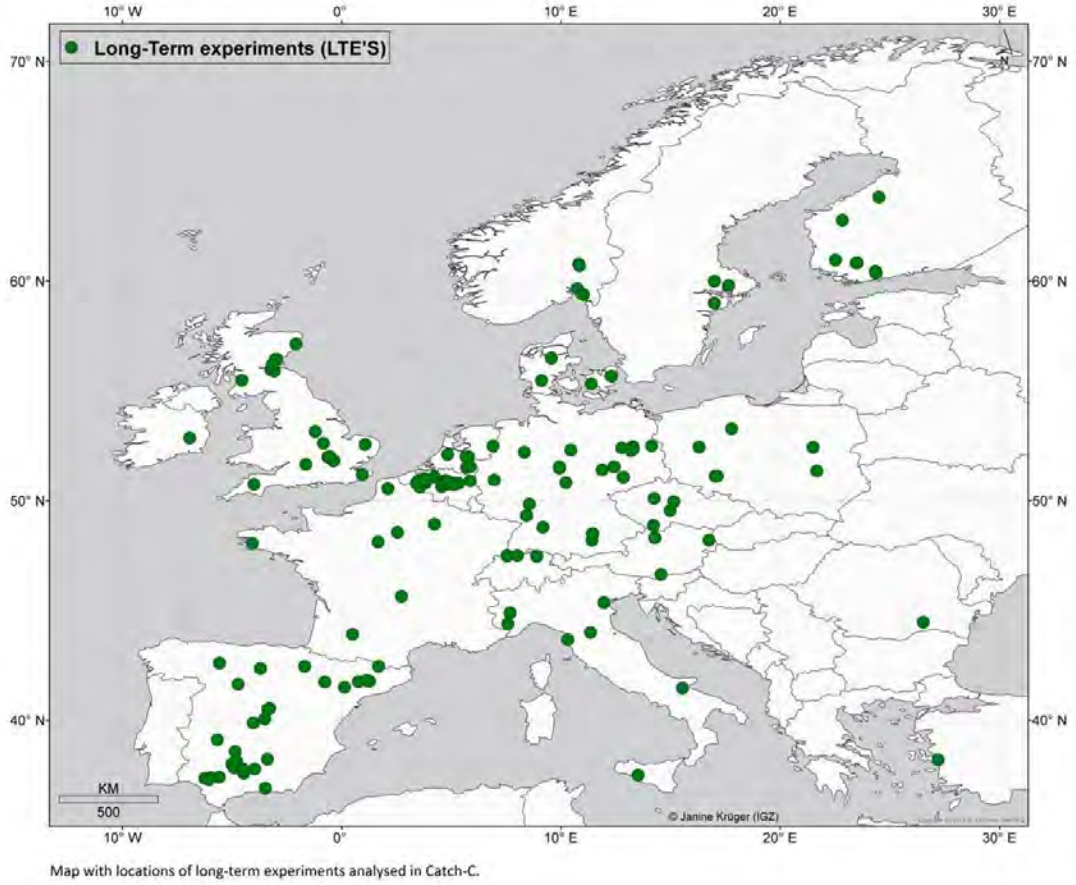
- gewasopbrengst;
- koolstofopslag en reductie van broeikasgasemissies;
- chemische, fysische en biologische bodemkwaliteit.

Resultaten afkomstig van een groot aantal meerjarige Europese veldproeven en een uitgebreide Europese literatuurstudie werden verzameld waarna de 'beste' landbouwpraktijken werden geselecteerd. In dit Hoofdstuk zullen we de identificatie van de 'beste' landbouwpraktijken kort toelichten waarbij de focus zal liggen op de bevindingen die relevant zijn voor de Vlaamse landbouw.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het EU-FP7 project CATCH-C (Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health) dat loopt van januari 2012 tot december 2014. Voor meer details over de gebruikte methodes en de resultaten verwijzen we graag door naar het Catch-C rapport 'Impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil – Spiegel et al. 2014'.

10.2 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek ging van start met een uitgebreide literatuurstudie. Europese meerjarige veldproeven, waarin het effect van verschillende landbouwpraktijken op de chemische, fysische en biologische bodemkwaliteit, gewasopbrengst, koolstofopbouw en broeikasgasemissies werd getest, werden weerhouden (Figuur 1). De data en de metadata van iedere veldproef werden vervolgens verzameld in een Catch-C database. Deze gegevens werden verder aangevuld met waarnemingen van de veldproeven, die aanliggen bij de verschillende partners in het project (Frankrijk, Italië, Spanje, Duitsland, Oostenrijk, Nederland en Polen).



Figuur 1: Kaart van Europa waarop de locatie van alle meerjarige veldproeven, die opgenomen zijn in de Catch-C studie, zijn aangeduid

De landbouwpraktijken, die uitgebreid aan bod kwamen in de literatuurstudie, zijn opgelijst in Tabel 1. Om de gegevens van de verschillende veldproeven in Europa met elkaar te kunnen vergelijken, werden tevens referentiepraktijken (vb. minerale bemesting, ploegen) aangeduid (Tabel 1). In ieder experiment werden vervolgens de waarnemingen in de behandelingen met alternatieve landbouwpraktijken relatief uitgedrukt ten opzichte van deze referentiepraktijken. Afhankelijk van de bestudeerde indicator gebruikten we een respons-ratio (= waarde alternatieve landbouwpraktijk / waarde referentiepraktijk; vb. organisch koolstofgehalte in de bodem) of een absolute toename/afname (= waarde alternatieve landbouwpraktijk – waarde referentiepraktijk; vb. regenwormaantallen). Aan de hand van een tweezijdige t-test werd onderzocht of de

respons-ratio of de absolute toename/afname significant verschilde van de referentie. De resultaten van de statistische test werden vervolgens gebruikt om een kwalitatieve score toe te kennen (vb. ++ bij significantie op het 1% niveau). Indien er onvoldoende data beschikbaar waren om een betrouwbare statistische analyse uit te voeren, werd een score toegekend op basis van literatuurgegevens en expertkennis (Tabel 3).

Tabel 1: Alternatieve landbouwpraktijken en bijhorende referentiepraktijk zoals gebruikt in de Catch-C studie

Alternatieve landbouwpraktijk	Referentiepraktijk
gewasrotatie	monocultuur
groenbedekker	geen groenbedekker
ondiepe niet-kerende bodembewerking diepe niet-kerende bodembewerking directzaai/no till	ploegen
composttoepassing stalmesttoepassing drijfmesttoepassing	minerale bemesting (gelijke N-dosis)
gewasresten inwerken	gewasresten van het veld halen

Als laatste werd tevens de invloed van klimaat, bodemtextuur en de duur van een praktijk op het effect van een alternatieve landbouwpraktijk in rekening gebracht (Tabel 2). Bij bodemindicatoren werd tevens de bemonsteringsdiepte (vb. 0-10, 10-30 cm) in acht genomen terwijl bij gewasopbrengst een onderscheid werd gemaakt tussen verschillende gewasgroepen (vb. graangewassen).

Tabel 2: Verschillende categorieën van de invloedsfactoren klimaat, bodemtextuur en duur van een praktijk die in rekening werden gebracht in de Catch-C studie

Klimaatzone	Bodemtextuur (USDA)	Duur van een praktijk
Noord-Europa	klei	< 5 jaar
West-Europa	leem	5-10 jaar
Oost-Europa	zand	11-20 jaar
Zuid-Europa	silt	> 20 jaar

10.3 Resultaten

In wat volgt stellen we de resultaten voor van twee landbouwpraktijken die tevens relevant zijn voor de Vlaamse landbouw: (ondiepe) niet-kerende bodembewerking en composttoepassing. Beide landbouwpraktijken werden steeds vergeleken met de referentiepraktijk, nl. conventioneel ploegen en minerale bemesting.

De bevindingen van de andere landbouwpraktijken zijn terug te vinden in het Catch-C rapport (Spiegel et al. 2014).

10.3.1 Niet-kerende bodembewerking

Uit Tabel 3 blijkt dat niet-kerende bodembewerking de gewasopbrengst negatief beïnvloedt. De opbrengstdaling is echter beperkt tot een gemiddelde afname van 3%. In tegenstelling tot wat vaak wordt beweerd, oefenden de klimaatzone, de bodemtextuur of het gewastype geen invloed uit op de resultaten. Dit doet ons besluiten dat niet-kerende bodembewerking wijd toepasbaar is binnen de EU, onder verschillende bodemcondities en bij een brede waaier van gewassen, zonder daarbij te resulteren in een drastische opbrengstdaling. Deze bevindingen zijn echter niet in overeenstemming met een eerdere Europese literatuurstudie (Van den Putte et al. 2010) waar enkel de opbrengst van korrelmaïs en wintergranen significant afnam na het toepassen van niet-kerende bodembewerking. Tevens was de opbrengstdaling het meest uitgesproken op zandige bodems. Naast een (beperkte) opbrengstdaling werd ook een lagere N-opname en nutriëntengebruikseffici ëntie waargenomen. Deze daling werd vooral vastgesteld in de gematigde klimaatzone (West-Europa) en kwam het meest tot uiting bij graangewassen (tarwe en gerst).

Het toepassen van niet-kerende bodembewerking zorgt over het algemeen voor een significante toename van het organische koolstofgehalte en de koolstofstocks in de bodem. De toename was vooral opvallend in de bovenste bodemlaag (0-10 cm; +25%), terwijl het effect in de diepere bodemlagen (10-30 cm en >30 cm) beperkt bleef (+2-5%). Daartegenover stond er een lichte toename (niet significant) in de emissie van N_2O. Dit negatieve effect verdween echter volledig na het herhaaldelijk (> 5 jaar) toepassen van niet-kerende bodembewerking.

De Catch-C studie toont tevens aan dat niet-kerende bodembewerking aanleiding geeft tot een verhoogde chemische bodemvruchtbaarheid (Tabel 3).

Tabel 3: Kwalitatief effect van niet-kerende bodembewerking en composttoepassing op gewasopbrengst, koolstofopbouw, broeikasgasemissies, chemische, fysische en biologische bodemkwaliteit zoals gerapporteerd in Europese meerjarige veldproeven (++: zeer gunstig; +: gunstig; 0: neutraal; -: ongunstig; -- zeer ongunstig; +/-: hangt af van de soort en de omstandigheden). De scores in deze tabel zijn gebaseerd op resultaten die verkregen werden over de verschillende klimaatzones, bodemtextuurklasses, bemonsteringsdieptes en korte/lange termijn heen. Indien er een duidelijk invloed van deze factoren op de resultaten werd waargenomen die tevens relevant is voor de Vlaamse landbouw staat dit aangegeven in de tabel

Indicator	NKG		Compost	
Opbrengst	-		$-^{\alpha}$	$+^{\beta}$
N-opname	$--^{**}$		0	
Nutriëntengebruikseffici ëntie	--		0	
OC	$+^{\dagger}$	$0^{\ddagger}$	++	
OC-stock	$+^{\dagger}$	$0^{\ddagger}$	++	
N_2O-emissie	0		NB	
pH	0		+	
totale N	+		++	
C:N	0		0	
Minerale N	NB		+	
Plant-beschikbare K	++		0	
Plant-beschikbare P	+		NB	
Bulkdensiteit	0		NB	
Penetratieweerstand	--*		NB	
Permeabiliteit	--		NB	
Aggregaatstabiliteit	++		NB	
Runoff	-		NB	
Regenwormen	+		+	
Microbiële biomassa	$+^{\dagger}$	$-^{\ddagger}$	++	
Plant-parasitaire nematoden	+/-		0	
Bacteriën	+		+	
Schimmels	0		0	

† 0-10 cm, ‡ 10-30 cm; $^{\alpha}$ < 5 jaar, $^{\beta}$ > 5 jaar; * vooral gebaseerd op resultaten uit Zuid-Europa; ** vooral vastgesteld in West-Europa; NB: niet beschikbaar; OC: organisch koolstofgehalte in de bodem; NKG: niet-kerende bodembewerking

Zowel de hoeveelheid plant-beschikbare P als K waren significant hoger indien niet-kerende bodembewerking werd toegepast. Er werd geen effect waargenomen op de zuurtegraad (pH).

Het effect van niet-kerende bodembewerking op de fysische bodemkwaliteit blijft onduidelijk. Een significant hogere aggregaatstabiliteit (+12%) in de toplaag (0-10 cm) in de niet-kerende behandelingen ging in deze studie immers gepaard met een verhoogde runoff. Deze bevinding druist in tegen de experimentele resultaten uit Vlaanderen waar aangetoond is dat niet-kerende bodembewerking de aggregaatstabiliteit van de toplaag vergroot en runoff tegengaat. Naast een verhoogde runoff werd ook een significant hogere penetratieweerstand (+35%) en een significant lagere doorlaatbaarheid (permeabiliteit) (-28%) van de toplaag gerapporteerd. Er dient echter opgemerkt te worden dat de resultaten in de Catch-C studie omtrent penetratieweerstand vooral gebaseerd zijn op meerjarige veldproeven die zich situeren in Zuid-Europa. Bijgevolg zijn de bevindingen niet zomaar van toepassing op onze Vlaamse landbouwbodems.

Het afwezig blijven van een ernstige bodemverstoring (vb. ploegen) en de aanwezigheid van meer gewasresten aan het bodemoppervlak en in de toplaag bij niet-kerende bodembewerking stimuleren het bodemleven (Tabel 3). Regenwormaantallen (+20 regenwormen per m²), -biomassa (+13 g m^{-2}) en microbiële biomassa (+17%) namen significant toe in de niet-kerende behandelingen. Onze analyse toonde aan dat de verhoging in microbiële biomassa enkel werd waargenomen in de toplaag (0-10 cm). In de diepere bodemlagen (10-30 cm) nam de microbiële biomassa af.

10.3.2 Composttoepassing

De samenstelling van de composten varieerde sterk tussen de verschillende meerjarige Europese veldproeven. Dit zorgde voor een aanzienlijke variabiliteit in de resultaten van onze analyse. Desalniettemin kwamen een aantal duidelijke trends naar voor (Tabel 3).

Om het effect van een composttoepassing op gewasopbrengst te kunnen vergelijken met de referentie minerale bemesting werden enkel veldproeven in acht genomen waar de hoeveelheid toegediende N werd gelijk geschakeld. Onze analyse toonde aan dat composttoepassing resulteerde in een lagere gewasopbrengst (-5%, niet significant). Dit bleek echter vooral om een korte-termijn effect te gaan. Indien enkel langdurige composttoepassingen (> 5 jaar) in rekening werden gebracht, resulteerde dit in een opbrengststijging (+7%). Dit bevestigt de bemestingswaarde van compost en toont ook aan dat de nutriënten pas op termijn ter beschikking komen van de planten.

Compost voegt stabiele organische stof toe aan de bodem. Zowel het organische koolstofgehalte (+37%) als de koolstofstocks (+31%) werden dan ook significant verhoogd na het herhaaldelijk toepassen van compost. Het effect werd meer uitgesproken bij langdurige composttoepassing (> 10 jaar). Onderzoek naar broeikasgasemissies was schaars en er werden geen significante verschillen aangetroffen.

Naast een verhoging in het koolstofgehalte werd tevens het totale N-gehalte en de pH significant verhoogd. Ook bij de pH werd het positief effect meer uitgesproken naarmate de composttoepassing langer werd aangehouden (> 5 jaar). Bij de minerale N in de

bodem namen we een trend waar: compost verhoogde (niet significant) de minerale N in de 0-90cm bodemlaag. In het najaar dient men hiermee rekening te houden indien men verliezen naar het grond- en oppervlaktewater wil vermijden. In het voorjaar kan een verhoogde minerale N-inhoud in de bovenste bodemlaag (0-30 cm) ten gunste komen van de plant en zorgen voor een snellere ontwikkeling en jeugdgroei.

Als laatste verhoogde compost ook de biologische bodemkwaliteit (Tabel 3). Zowel het aantal regenwormen (+75 regenwormen per m²) als de regenwormbiomassa (+15 g m^{-2}) namen significant toe na toepassing van compost. Hoewel regenwormen zich bij voorkeur voeden op vers organisch materiaal, kan ook de compost dienen als voedselbron waardoor de wormen hun populatie kunnen opbouwen. De toediening van organisch materiaal aan de bodem resulteerde ook in een significante toename van de totale microbiële biomassa (+25%), de bacteriepopulatie(+34%; aan de hand van phospholipid fatty-acid analysis, PLFA) en het aantal bacterivore nematoden (+19%; niet significant). Hoewel compost in het algemeen vrij veel houtig materiaal bevat (hoge C:N-verhouding) en dit bij voorkeur wordt afgebroken door schimmels, namen we geen significante verhoging van de schimmelpopulatie (aan de hand van PLFA) of het aantal fungivore nematoden in de compostbehandelingen waar. Het composteffect op het aantal plant-parasitaire nematoden is niet consistent. Terwijl in het ene proefopzet het aantal plant-parasitaire nematoden systematisch afnam na de toepassing van compost, werden in andere veldproeven nauwelijks effecten waargenomen. Vooral de samenstelling van de compost speelt hierin een grote rol.

10.4 Besluit

De landbouwer zal in de toekomst meer en meer geconfronteerd worden met strengere regelgeving inzake bemesting en gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Hierdoor zal hij meer afhangen van een goede bodemkwaliteit om verzekerd te blijven van hoge gewasopbrengsten. De Catch-C studie toont aan dat zowel het toepassen van niet-kerende bodembewerking als het herhaaldelijk toepassen van compost voorbeelden zijn van bodemverbeterende maatregelen zonder daarbij substantieel in te boeten op gewasopbrengst. Beide goede landbouwpraktijken dragen bij aan koolstofopbouw in de bodem, verhogen de chemische bodemvruchtbaarheid en stimuleren het bodemleven. Ten opzichte van de referentiepraktijken (ploegen en minerale bemesting) resulteren respectievelijk niet-kerende bodembewerking en compost in een opbrengstdaling. Deze opbrengstdaling blijft echter beperkt bij niet-kerende bodembewerking (gemiddeld -3%) en is vooral een korte-termijn effect (< 5 jaar) bij composttoediening. Er moet op gewezen worden dat de resultaten van deze studie algemene trends in Europa weergeven, maar dat lokale effecten van de bestudeerde maatregelen kunnen verschillen afhankelijk van onder meer de gebruikte teeltrotaties, bodemtypes en landbouwmachines. Anno 2014 staan een aantal belangrijke knelpunten (vb. samenstelling, kostprijs en beschikbaarheid van compost) het wijdverspreid gebruik van beide praktijken in de Vlaamse landbouw in de weg. De drijfveren en knelpunten identificeren, die landbouwers ondervinden bij toepassing van deze praktijken, was eveneens een doelstelling van het Catch-C project. Resultaten voor Vlaanderen zijn beschreven in Hoofdstuk 11 – Bijttebier et al.

10.5 Literatuurlijst

D'Hose, T., Molendijk, L., van den Berg, W., Hoek, H., Runia, W. 2014. Impacts of soil management on biological soil quality. Catch-C report, 48p.

Spiegel, H., Zavattaro, L., Guzmán, G., D'Hose, T., Pecio, A., Schlatter, N., ten Berge 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, 41p.

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.

11 GOEDE PRAKTIJKEN DUURZAAM BODEMBEHEER: INPASBAARHEID OP DE VLAAMSE BEDRIJVEN

Bijttebier J.[1], Ruysschaert G.[2], Wauters E.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Eenheid Landbouw&Maatschappij, Merelbeke*

[2] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Eenheid Plant, Merelbeke*

11.1 INLEIDING: DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK

De intensivering van de landbouw heeft de voorbije decennia niet alleen gezorgd voor een verhoogde voedselzekerheid maar heeft ook geleid tot belangrijke bodemdegradatieproblemen. Heel wat onderzoek wordt verricht naar alternatieve landbouwpraktijken om deze tendens om te keren en deze problematiek tegen te gaan. Ondertussen vinden een aantal van deze praktijken hun ingang in onze Vlaamse landbouw, zij het niet altijd met de gewenste snelheid en omvang. De adoptie van de praktijken varieert ook tussen verschillende landbouwbedrijfstypes en regio's en hangt in sterke mate af van de specifieke context, bepaald door biofysische, economische en sociale omstandigheden maar ook door de wetgeving. De doelstelling van dit onderzoek was na te gaan wat landbouwers verhindert om deze praktijken te implementeren, aangezien toch bewezen is dat ze de bodemkwaliteit kunnen verbeteren. In eerste instantie is het hierbij belangrijk te achterhalen wat de algemene perceptie van de landbouwer is ten aanzien van de bodemkwaliteit van zijn cultuurgrond. Ervaart de individuele landbouwer een achteruitgang van bodemkwaliteit van zijn landbouwgrond, zoals op regionale schaal kon worden vastgesteld? In tweede instantie werd ook per praktijk onderzocht in welke mate hij ingang vindt in de Vlaamse landbouw, en welke drijfveren en knelpunten hierbij ervaren worden. Hierbij werd gefocust op 3 belangrijke landbouwtypes in België: (1) akkerbouw in de Leemstreek, (2) melkveehouderij in de Kempen (+ Zandstreek) en (3) groenteteelt in de regio Roeselare. Deze landbouwtypes vertegenwoordigen niet alleen een aanzienlijk areaal binnen de Belgische landbouw; zij hebben tevens te kampen met belangrijke bodemdegradatieproblemen (bv. bodemerosie- en compactie, laag organisch koolstofgehalte,…). Het inwerken van stro, het toepassen van compost en stalmest en niet-kerende bodembewerking zijn slechts enkele voorbeelden van de praktijken die bevraagd werden. Deze inzichten kunnen het beleid en de voorlichting een hulp bieden om landbouwers verder te stimuleren bij de

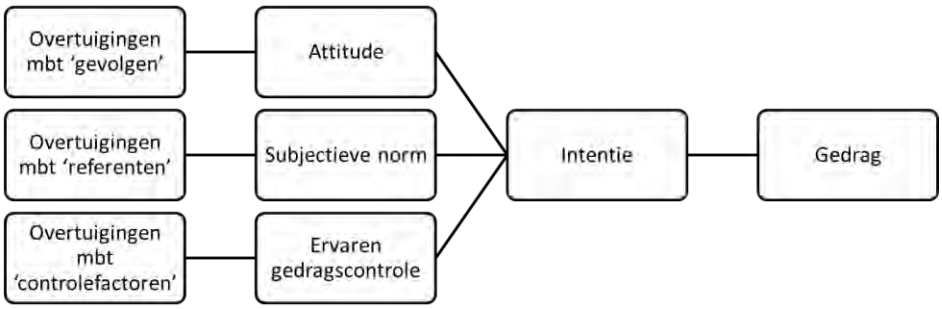
Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het EU-FP7 project CATCH-C (Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health) dat loopt van januari 2012 tot december 2014. Dit onderzoek werd eveneens uitgevoerd in Frankrijk, Italië, Spanje, Duitsland, Oostenrijk, Nederland en Polen. Meer resultaten voor Vlaanderen zijn te vinden in het Catch-C rapport van Bijttebier en Ruysschaert (2014). www.catch-c.eu

implementatie van alternatieve landbouwpraktijken op het eigen landbouwbedrijf.

11.2 Theoretisch kader

Er werd gekozen voor de 'Theory of planned behavior' (TPB) als socio-psychologisch framework om te achterhalen wat landbouwers motiveert of juist tegenhoudt bij het implementeren van een aantal zogenaamde 'alternatieve landbouwpraktijken'(ALP). De TPB werd eerder al succesvol toegepast voor het verklaren van een groot deel van de variatie in adoptie van een specifiek gedrag of praktijk, ook binnen het domein van bodembescherming (Armitage en Connor, 2001; Wauters et al., 2010). Bovendien is het ook een gestandaardiseerde en herhaalbare methodologie, die op die manier ook de vergelijking tussen verschillende landen mogelijk maakt (Burton et al., 2004). Volgens de TPB kan gedrag het beste verklaard worden door de intentie die een persoon heeft om het gedrag daadwerkelijk uit te voeren. Intentie wordt dan op haar beurt weer bepaald door drie factoren (Figuur 1):

1. **Attitude**: hierbij gaat het om de overtuiging rond de gevolgen van specifiek gedrag.
    a. Wat zijn de verwachte 'gevolgen' volgens de landbouwer van een bepaalde praktijk?
    b. Hoe goed of slecht zijn deze gevolgen precies volgens de landbouwer?
2. **Subjectieve norm**: hierbij gaat het om de overtuiging over de meningen van anderen over het gedrag.
    a. Welke instanties en personen ('referenten') hebben een bepaalde mening over de praktijk in kwestie?
    b. Hoe belangrijk is de opinie van deze diverse instanties/personen bij het nemen van beslissingen?
3. **Ervaren gedragscontrole**: hierbij gaat het om de overtuiging of we al dan niet in staat zijn om het specifiek gedrag in de praktijk te brengen?
    a. Welke 'controlefactoren' op het bedrijf beïnvloeden de landbouwer bij het al dan niet kunnen uitoefenen van de praktijk (bv. niet over geschikte machines beschikken)?
    b. In welke mate is de praktijk moeilijk toe te passen als een bepaalde controlefactor zich zou voordoen op het eigen landbouwbedrijf?



Figuur 1: 'Theory of planned behavior' (aangepast uit Ajzen, 1991)

11.3 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek werd uitgevoerd in drie belangrijke regio's in België: (1) akkerbouw in de Leemstreek (AKK), (2) melkveehouderij in de Kempen (MV) en (3) gemengde bedrijven varkens- en groenteteelt in de regio Roeselare (GV). Deze landbouwtypes vertegenwoordigen niet alleen een aanzienlijk areaal binnen de Belgische landbouw; zij hebben tevens te kampen met belangrijke bodemdegradatieproblemen. Binnen elke landbouwtype werden een aantal alternatieve landbouwpraktijken (ALP) geselecteerd die deze bodemdegradatieproblematiek in elke regio ten goede kunnen komen. Om deze praktijken te selecteren werden experten geraadpleegd en werd rekening gehouden met de regiospecifieke problematiek en het landbouwtype zelf. De geselecteerde praktijken staan weergegeven in Tabel 1.

Om de onderzoeksvraag te beantwoorden, werd geopteerd voor een combinatie van kwalitatieve en kwantitatieve onderzoekstechnieken.

De kwantitatieve dataverzameling, als primordiale stap, werd voorafgegaan door een voorbereidende kwalitatieve stap. De kwalitatieve dataverzameling bestond uit het afnemen van semi-gestructureerde interviews met landbouwers in elk van de 3 regio's. Via voorlichtingsdiensten werd binnen elke regio een lijst van landbouwers bekomen, waaruit willekeurig een aantal landbouwers telefonisch gecontacteerd werd. De bereidwillige landbouwers werd een definitie van de alternatieve landbouwpraktijk (ALP) voorgelegd, gevolgd door een aantal specifieke vragen om een volledige set van alle mogelijke 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' te bekomen die landbouwers associëren met de ALP. Een totaal van 24 interviews werd afgenomen, waarvan 7 in de AKK, 8 in de MV en 9 in de GV.

Tabel 1: Geselecteerde praktijken en de regio's waarin ze bevraagd werden. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

Landbouwpraktijk	Landbouwtype	Definitie
Groenbedekkers	AKK, MV, GV	
Teeltrotatie met granen	AKK, GV	Het telen van granen in de rotatie (korrelmaïs wordt niet als graan aanzien)
Grondruil	AKK, GV	Het tijdelijk uitwisselen van landbouwareaal met collega's waarbij het mogelijk wordt de teeltrotatie te verruimen
Niet-kerende bodembewerking	AKK, MV, GV	Gedurende minstens een volledig jaar de bodem niet-kerend bewerken en toch minstens 1 teelt inzaaien gedurende dat jaar.
Gebruik van stalmest	AKK, GV	
Gebruik van compost	AKK, GV	
Wisselbouw	MV	Het regelmatig afwisselen van maïs met tijdelijk grasland, in plaats van een monocultuur maïs. Gras als tussenteelt/groenbedekker telt hierbij niet mee. We spreken enkel van tijdelijk grasland als het grasland minstens 1 volledig jaar wordt behouden.
Rotatie maïs met grasklaver	MV	Het afwisselen van maïs met grasklaver (gemaaid, niet begraasd) (als hoofdteelt, niet als groenbedekker)
Inwerken van stro	AKK	Het inwerken van graanstro in plaats van het af te voeren (resten van korrelmaïs tellen niet mee)

Deze set van 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' vormden de basis voor het opstellen van een grootschalige enquête, als kwantitatieve stap. Aangezien deze set 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' zowel ALP- als regiospecifiek zijn, werden uiteindelijk 3 enquêtes opgemaakt, 1 voor elke regio. Elke enquête bestond uit 2 grote delen, waarvan het eerste deel identiek was voor de 3 verschillende regio's. Het eerste deel bestond uit een aantal algemene vragen rond bedrijfskarakteristieken, bodembeheer, en het verwerven van landbouwgerelateerde kennis.

Het tweede deel werd opgebouwd rond de lijst van 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' die landbouwers associeerden met de bevraagde ALP. Voor elk van deze 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' werden twee vragen gesteld.

Voor elk 'gevolg' werd bij de landbouwers gepolst naar de waarschijnlijkheid van dat 'gevolg' bij het implementeren van de ALP. *"Hoe waarschijnlijk acht u het dat niet-kerend*

werken meer onkruid met zich mee zal brengen?" (schaal van -2: heel onwaarschijnlijk tot 2: heel waarschijnlijk). Daarnaast werd van elk 'gevolg' geëvalueerd hoe goed of slecht dit bevonden werd door de landbouwer (schaal van 1: heel slecht tot 5: heel goed). Door deze scores te vermenigvuldigen per 'gevolg' en daarna de scores van alle 'gevolgen' te sommeren werd de attitude van elke landbouwer ten opzichte van de ALP gemeten.

Van elke referent werd de landbouwer gevraagd in welke mate deze positief of negatief gekant is tegen het toepassen van de ALP. *"Is de vakliteratuur positief tov niet-kerend werken?"* (schaal van -2: helemaal niet waar tot 2: helemaal waar) Daarnaast werd de landbouwer ook gevraagd in welke mate hij rekening houdt met de mening van de referent (schaal van 1: helemaal niet tot 5: helemaal wel). Door deze scores te vermenigvuldigen per referent en daarna deze scores van alle referenten te sommeren werd de subjectieve norm van elke landbouwer ten opzichte van de ALP gemeten.

Voor elke 'controlefactor' werd aan landbouwers gevraagd in welke mate die de toepassing van de ALP minder/meer aantrekkelijk of moeilijker/makkelijker maken. *"In welke mate maakt het niet beschikken van de juiste machines het niet-kerend werken moeilijker/minder aantrekkelijk?"* (schaal van -2: heel onaantrekkelijk/moeilijk tot 2: heel aantrekkelijk/makkelijk). In tweede instantie werd ook gevraagd in welke mate deze 'controlefactor' ook van toepassing is op het eigen bedrijf (schaal van 1: helemaal niet waar tot 5: helemaal waar). *"Beschikt u over de juiste machines om niet-kerend te kunnen werken?"* Door deze scores te vermenigvuldigen per 'controlefactor' en daarna deze scores van alle controlefactoren te sommeren werd de subjectieve norm van elke landbouwer ten opzichte van de ALP gemeten.

Adressen van landbouwers werden bekomen via een aselecte steekproef. De enquêtes werden met de post verstuurd. De gemeenten die per regio aangeschreven werden en de bereikte respons worden weergegeven in Tabel 2. De data werden per regio geanalyseerd via SPSS 21. Via de t-test voor onafhankelijke steekproeven werden verschillen gezocht in overtuigingen met betrekking tot 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' tussen landbouwers die de ALP toepassen (adopters) versus de respondenten die de praktijk niet toepassen (non- adopters).

Tabel 2: Geselecteerde gemeenten per landbouwtype en de respons. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

Landbouwtype	Geselecteerde gemeenten	Aantal enquêtes verstuurd (% respons)
AKK	Haacht, Halle, Herent, Hoegaarden, Holsbeek, Huldenberg, Kortenaken, Kortenberg, Lanaken, Landen, Leuven, Linter, Lubbeek, Merchtem, Oud-Heverlee, Overijse, Riemst, Roosdaal, Sint-Pieters-Leeuw, Tervuren, Tienen, Tongeren, Vilvoorde, Zaventem, Zemst	800 (27%)
MV	Bocholt, Brecht, Bree, Dessel, Essen, Geel, Grobbendonk, Ham, Hechtel-Eksel, Herentals, Herenthout, Herselt, Houthalen-Helchteren, Kalmthout, Kasterlee, Lille, Malle, Meerhout, Merksplas, Nijlen, Olen, Overpelt, Peer, Retie, Scherpenheuvel-Zichem, Stabroek, Tessenderlo, Turnhout, Vorselaar, Westerlo, Wuustwezel, Zandhoven, Zoersel	798 (27,5%)
GV	Ardooie, Heuvelland, Hooglede, Ingelmunster, Izegem, Koolskamp, Kortemark, Ledegem, Lendelede, Meulebeke, Moorslede, Pittem, Roeselare, Staden, Zedelgem, Zonnebeke	711 (20%)

11.4 Resultaten

11.4.1 Algemene bedrijfskenmerken van de respondenten

Voor de akkerbouwers in de leemstreek bedroeg de gemiddelde oppervlakte van de bedrijven 61 ha, waarvan 15 ha in eigendom, 16 ha seizoenspacht, en 30 ha langetermijn-pacht. De meest geteelde gewassen zijn tarwe, maïs, gerst, suikerbieten, aardappelen, en tijdelijk en/of permanent grasland. Meer dan een vierde van de bedrijven combineert de akkerbouwtak met het houden van zoogkoeien (gemiddeld 25 zoogkoeien per bedrijf dat zoogkoeien houdt). De dominerende bodemtextuur is zandleem.

Voor de melkveehouders in de Kempen bedroeg de gemiddelde oppervlakte van de bedrijven 54 ha, waarvan gemiddeld 20 ha in eigendom. Ongeveer 25 ha wordt gebruikt voor het telen van maïs, 24 ha is grasland waarvan 75% tijdelijk grasland. Het overige deel wordt hoofdzakelijk ingezet voor de teelt van granen en/of voederbieten. Er zijn gemiddeld 88 melkkoeien op de bedrijven, wat meer is dan het gemiddeld aantal melkkoeien op gespecialiseerde melkveebedrijven in Vlaanderen. De grootste melkveebedrijven in Vlaanderen bevinden zich in de Kempen. De overheersende bodemtextuur is zand.

Voor landbouwers die varkenshouderij combineren met de groenteteelt in de streek van Roeselare bedroeg de gemiddelde bedrijfsoppervlakte 37 ha, waarvan gemiddeld 13 ha in

eigendom en 19 ha langetermijn-pacht. Naast groenten, telen 86% van de respondenten ook aardappelen. Daarnaast combineren zij dit ook, zij het in mindere mate, met maïs, gras en tarwe. Ongeveer 42% van deze bedrijven houdt naast varkens ook koeien, voornamelijk zoogkoeien. De dominerende bodemtextuur is zandleem.

11.4.2 Informatiekanalen

Voor de meeste informatiekanalen (Tabel 3) lijken meer varkenshouders geneigd deze te raadplegen in vergelijking met de melkveehouders. Hoewel deze data niet statistisch geanalyseerd zijn, lijken varkenshouders opmerkelijk meer beroep te doen op persoonlijke contacten met voorlichters, toeleveranciers, klanten, … Zowel melkvee- als varkenshouders lijken maar weinig websites van de overheid, projecten en praktijkcentra te consulteren om informatie te bekomen rond teelttechniek. In beide regio's zijn vakbladen daarentegen heel populair. Nieuwsbrieven via email bereiken meer dan een derde van de melkveehouders en tot de helft van de varkenshouders. Ook studiedagen en demonstraties zijn veel bezocht. De contacten met collega landbouwers zijn naar verwachting voor de meeste landbouwers een belangrijke bron van informatie.

Tabel 3: % respondenten dat aangeeft vaak tot heel vaak (score 4 en 5 op schaal van 1 tot 5) gebruik te maken van onderstaande gebruikte informatiekanalen om kennis rond teelttechniek te vergroten. MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven varkens-groenten rond Roeselare

Informatiekanaal	MV	GV
Vakbladen (vb. Landbouwleven, Boer&Tuinder, Drietand)	79,2	83,1
Nieuwsbrieven ontvangen per e-mail van projecten	36,1	56,1
Nieuwsbrieven ontvangen per e-mail van praktijkcentra/ILVO	21,4	47,0
Websites over specifieke landbouwpraktijken (vb. waarschuwingssystemen, nietkerendegrondbewerking.nl)	13,9	38,0
Websites van projecten	8,8	14,7
Websites van praktijkcentra/ILVO	7,7	15,4
Websites van de overheid	10,3	14,8
Richtlijnen van overheden	22,1	24,9
Informatiebrochures	35,1	42,7
Persoonlijke contacten met voorlichters (van overheid of privé)	37,7	65,9
Persoonlijke contacten met overheden/onderzoekscentra	15,5	25,6
Contacten met collega-landbouwers	57,1	66,9
Demonstraties/studienamiddagen	41,8	45,3
Groepstraining	4,2	4,7
Kenniscirkels/-cafés	14,9	18,5
Informatie van toeleveranciers (meststoffen, zaden etc.)	50,2	67,7
Informatie van klanten	8,4	23,5
Informatie van machinefabrikant	15,4	35,4
Informatie van loonwerker	23,6	38,8
Landbouwkundig handboek	18,1	15,9

11.4.3 Perceptie van de Vlaamse landbouwers over bodemkwaliteit

Naast het bevragen van algemene bedrijfskenmerken, werd ook gepolst naar de perceptie van de Vlaamse landbouwers over de bodemkwaliteit van hun percelen. De landbouwers werden een aantal vragen gesteld over de bodem op een schaal van 1 tot 5, met 1 en 5 als

extremen. Antwoord 3 werd als noch positief/geen probleem/goed noch negatief/probleem/slecht beschouwd. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 4. Over het algemeen zijn de landbouwers heel positief als het op de bodemkwaliteit aankomt, hoewel op veel vragen weinig landbouwers een uitgesproken mening lijken te hebben. Zo geeft ook tot de helft van de respondenten aan niet te weten wat bij benadering het gemiddeld % organische koolstof in de bodem op hun percelen is. Heel weinig landbouwers lijken problemen te hebben met erosie of met bodemcompactie. Zijn de problemen werkelijk niet zo groot of zijn ze zich niet bewust van bodemdegradatieproblemen?

Tabel 4: Perceptie van de bodemkwaliteit. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

	AKK	MV	GV
% organische koolstof	1,8 (0,8 tot 4,0) 54% ik weet het niet	2,3 (1,2 tot 4,5) 50% ik weet het niet	1,4 (0,6 tot 2,0) 26% ik weet het niet
Algemene bodemkwaliteit	67% goed tot heel goed 3,4% niet goed	40% goed tot heel goed 6% niet goed	66% goed tot heel goed 3,1% niet goed
Verandering in bodemkwaliteit laatste 10 jaar	40% positief 8% negatief	20% positief 15% negatief	28% positieve 9% negatief
Bodemerosie	4% probleem 79,8% geen probleem	3% probleem 90% geen probleem	10% probleem 66,9 geen probleem
Tekort aan bodemorganische stof	12% tekort 63,5% geen tekort	20% tekort 42% geen tekort	27% tekort 37% geen tekort
Bodemcompactie	6% probleem 73,5% geen probleem	8% probleem 59,4% geen probleem	11,5% probleem 51,1% geen probleem

11.4.4 Implementatie van alternatieve praktijken in Vlaanderen

In Tabel 5 wordt de adoptie weergegeven van de bevraagde alternatieve praktijken per regio. In wat volgt gaan we dieper in op de houding van landbouwers ten opzichte van niet-kerende bodembewerking. De resultaten van andere praktijken zijn raadpleegbaar in het Catch-C rapport van Bijttebier en Ruysschaert (2014).

Tabel 5: Adoptie van de verschillende alternatieve landbouwpraktijken (ALP) per landbouwtype/regio. Voor GV werden voor de praktijken niet-kerende bodembewerking, grondruil en groenbedekkers ook de respondenten weerhouden die geen varkens hebben. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven varkens-groenten rond Roeselare; N = aantal antwoorden

Landbouwpraktijk	Landbouwtype	N	Adoptie (%)
Groenbedekkers	AKK	196	87
	MV	188	92
	GV	101	95
Teeltrotatie met granen	GV	41	66
Grondruil	GV	101	35
Niet-kerende bodembewerking	AKK	134	23
	MV	186	18
	GV	117	26
Gebruik van stalmest	AKK	152	67
	GV	69	58*
Compost	AKK	121	7
	GV	62	0
Wisselbouw	MV	189	67
Rotatie maïs met grasklaver	MV	182	21
Inwerken van stro	AKK	179	32

*bijna alle adopters produceren eigen stalmest

11.4.5 Adoptie van niet-kerende bodembewerking

Onderstaande tabellen (Tabel 6 tot 8) geven de resultaten weer van de overtuigingen die landbouwers hebben rond niet-kerende bodembewerking. Deze techniek werd bevraagd in alle geselecteerde regio's. Ook de teelt van groenbedekkers werd in alle regio's bevraagd maar wordt praktisch door alle respondenten toegepast op minstens één van de percelen. Een landbouwer past, volgens onze definitie, niet-kerende bodembewerking toe indien hij op een perceel gedurende minstens een volledig jaar de bodem niet-kerend bewerkt en toch minstens één teelt inzaait gedurende dat jaar.

In Tabel 6 worden alle 'gevolgen' opgelijst die tijdens de semi-gestructureerde interviews aan bod kwamen en vervolgens bevraagd werden in de *enquête*. De scores voor attitude worden per gevolg en per regio weergegeven. Daarnaast worden ook de afzonderlijke scores vermeld voor de 'waarschijnlijkheid dat een bepaald gevolg zich voordoet als er niet-kerend gewerkt wordt' en de 'evaluatie van dit gevolg', namelijk hoe goed of slecht een bepaald 'gevolg' door de respondenten geëvalueerd werd. In Tabel 7 en Tabel 8 worden op dezelfde manier de scores voor respectievelijk alle 'referenten' en 'controlefactoren' weergegeven. Op basis van evaluatie van zowel de scores voor vb. attitude en de bijhorende afzonderlijke scores, werden voor elke regio de belangrijkste drijfveren en barrières bepaald.

Een aantal 'gevolgen', 'referenten' en 'controlefactoren' kwamen naar voor in alle regio's, terwijl andere slechts in 1 of 2 regio's vermeld werden. Zo zijn het verminderde brandstofverbruik en de verminderde werklast belangrijke drijfveren om niet-kerend te gaan werken in alle regio's. Dat verklaart ook waarom de akkerbouwers op tijdstippen waarop de timing als heel nipt ervaren wordt, zoals voor de inzaai van groenbedekkers in augustus, niet-kerend werken wel als een aantrekkelijk alternatief beschouwen ten

opzichte van ploegen. Hoewel ze aangeven weinig problemen met erosie te ondervinden, associëren zowel de akkerbouwers als de groentetelers in West-Vlaanderen niet-kerend werken met het verminderen van erosie. Toch hadden we op basis van de wetenschappelijke consensus dat niet-kerend werken heel effectief is in de strijd tegen erosie een hogere score verwacht voor de waarschijnlijkheid dat niet-kerende bewerking erosie vermindert. Alleen de adopters (zij die het toepassen) lijken hiervan echt overtuigd. Verdere sensibilisatie lijkt dus noodzakelijk. Voor de akkerbouwers is niet-kerend werken na de teelt van aardappelen een belangrijke drijfveer omdat achterblijvende aardappelknolletjes op die manier sneller doodvriezen in de winter. Vooral de adopters zijn er ook van overtuigd dat niet-kerend werken het vochthoudend vermogen van de bodem en het humusgehalte in de toplaag van de bodem verhoogt.

In alle regio's wordt niet-kerend werken geassocieerd met meer onkruid en een toenemend verbruik van herbiciden. Men verwacht ook overal een verhoogde overdracht van ziektes door de achterblijvende gewasresten, al is dit alleen een belangrijke barrière voor de non-adopters van de akkerbouwregio. Het zijn vooral de non-adopters die vrezen voor lagere gewasopbrengsten. De adopters hebben daar blijkbaar betere ervaringen mee al geven ze ook aan dat er een risico is als de weersomstandigheden slecht zijn. Dat een akker waarop niet-kerend gewerkt is, minder mooi oogt dan een geploegde grond, is ook een gedeeld 'gevolg', maar dit blijkt vooral een belangrijke barrière voor de non-adopters te zijn. Er bestaat bij de non-adopters ook een vrees voor meer spoorvorming (GV) en een hoger risico op bodemcompactie (MV, GV). Groentetelers vinden het niet aantrekkelijk om niet-kerend te werken op percelen waar structuurschade opgetreden is. Zij geven ook aan dat niet-kerend werken moeilijk toepasbaar is in de intensieve groententeelt en waar veel gewasresten of onkruid is achtergebleven. In de melkveehouderij, waar maïs vaak voorafgegaan wordt door Italiaans raaigras, verkiest men vaak de groenbedekker onder te werken in plaats van dood te spuiten. Akkerbouwers geven dan weer aan dat ze goede resultaten boeken door te ploegen; waarom zou men dan anders gaan werken?

Vanzelfsprekend worden het niet beschikken over de juiste machines als een belangrijke drempel ervaren als men niet-kerend wil gaan werken. Weinig ervaring en onvoldoende kennis hebben, is ook vaak een barrière om met niet-kerende bodembewerking aan te vangen, vooral bij de melkveehouders. Hoewel landbouwers aangeven veel waarde te hechten aan proefresultaten, lijkt het er op dat landbouwers weinig veelbelovende resultaten gezien hebben op proefvelden. Ook de voorlichting moedigt landbouwers weinig aan om de ploeg aan de kant te laten staan. Landbouwers voelen zich ook niet gestimuleerd door de Vlaamse Overheid ondanks mogelijkheden voor het sluiten van beheersovereenkomsten erosie. Subsidies blijken de praktijk dan ook maar in beperkte mate aantrekkelijk te maken. Het zou interessant zijn deze bevraging te herhalen enkele jaren na de recente verstrenging van de randvoorwaarden erosie (vanaf 2014) waarbij niet-kerende bodembewerking op meer percelen een verplichting wordt.

Ongeveer een vijfde van de melkveehouders en een vierde van de groentetelers en akkerbouwers geeft aan op minstens één van hun percelen niet-kerend te werken (Tabel 5). Ongeveer 45% van de akkerbouwers die niet-kerend werken krijgt hiervoor een subsidie, 72% van hen past dit ook toe in het kader van randvoorwaarden erosie. Bij de

akkerbouwers lijkt niet-kerend werken vooral aantrekkelijk na aardappelen en tarwe en voor groenbedekkers. Ook de groentelers lijken vooral niet-kerend te werken op percelen waar akkerbouwgewassen ingezaaid worden en niet op de percelen waar groenten geteeld worden. Ook de adopters zijn namelijk overtuigd dat niet-kerend werken moeilijk is voor intensieve groenteteelten, zij het in mindere mate dan de non-adopters. Een aantal non-adopters werkt ook wel niet-kerend, maar enkel voor de inzaai van de groenbedekker of na de aardappelteelt, wat niet conform is met onze definitie van niet-kerende bodembewerking.

De verschillen in overtuigingen tussen adopters en non-adopters kunnen gebruikt worden om de voorlichting gerichter te maken. Zo zijn de non-adopters soms meer overtuigd van een aantal negatieve 'gevolgen'. Voor de akkerbouwers en groentetelers gaat het bv. om een hoger risico op de overdracht van ziekten, minder zekerheid op een goede zaaibedbereiding en lagere opbrengsten. Aangezien deze minder een barrière zijn voor de adopters kan dit wijzen op een aantal misvattingen bij de non-adopters of hebben de adopters manieren om deze negatieve gevolgen te milderen, waar non-adopters van kunnen leren. Ook de gevolgen die als meer positief worden ervaren voor de adopters dan voor de non-adopters kunnen door de voorlichting gebruikt worden om non-adopters te overtuigen. Dit gaat bv. over het positief effect van niet-kerende bodembewerking op erosie, het hogere vochthoudend vermogen van de bodem en humus in de toplaag. Barrières, die zowel door adopters als non-adopters worden ervaren, zijn dan weer knelpunten die mogelijk door innovatie en onderzoek aangepakt kunnen worden. Een voorbeeld is het feit dat zowel adopters als non-adopters overtuigd zijn dat niet-kerend werken meer onkruid met zich meebrengt. Gezien de grote waarde die landbouwers hechten aan de mening van collega-landbouwers is het belangrijk om adopters actief te gaan betrekken bij het delen van ervaringen als men een techniek wil gaan promoten.

Tabel 6: Scores voor attitude (-10 tot +10) voor de 'gevolgen' die bevraagd werden tijdens de grootschalige *enquête*. De scores tussen haakjes zijn respectievelijk de scores voor 'waarschijnlijkheid van het gevolg (1-5)' en 'evaluatie van het gevolg (1-5)'. De scores voor 'evaluatie van het gevolg' werden nadien herschaald (-2 tot +2) voor berekenen van 'attitude'. Donkerrood: belangrijkste barrières voor adopters en non-adopters; lichtrood: barrière enkel belangrijk voor non-adopters; donkergroen: belangrijkste drijfveren voor adopters en non-adopters; lichtgroen: drijfveer enkel belangrijk voor adopters. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

Gevolg	AKK	MV	GV
Bodem en milieu			
Minder erosie	4,21 (3,32-4,22)		3,67 (3,51-3,99)
Toename van koolstofgehalte	2,65 (2,8-3,98)		4,56 (3,03-4,44)
Enkel veel humus in de toplaag van de bodem	1,34 (3,47-3,4)		
Meer structuurschade in de onderste laag van de bouwvoor	-2,6 (2,75-2,06)		
Betere bodemstructuur			4,38 (2,96-4,44)
Hoger risico op bodemcompactie		-3,51 (3,24-1,91)	-3,97 (3,17-1,8)
Minder losse bodem			-3,72 (3,63-2,03)
Beter vochthoudend vermogen van de bodem	3,74(3,41-4,09)	3,23 (2,87-4,15)	-3,26 (2,91-1,85)*
Grond droogt minder makkelijk op ivm geploegde grond	-1,82 (3,59-2,52)		
Meer bodemleven			4,71 (3,24-4,38)
Meer uitspoeling van nitraat	-2,10 (2,32-2,1)	3,36 (2,99-4,17)*	
Onkruid, ziekten en plagen			
Hogere opkomst van onkruid	-4,67 (3,95-1,84)	-4,98 (3,64-1,66)	-4,88 (3,19-1,53)
Sneller kiemen van onkruid		-3,52 (3,72-2,03)	-2,19 (3,41-2,33)
Onkruidbestrijding is moeilijker	-3,49 (3,62-2,02)		
Toename in gebruik van herbiciden	-3,95 (3,68-1,97)	-4,38 (3,54-1,84)	-3,26 (3,22-1,97)
Verhoogde overdracht van ziektes als gewasresten blijven liggen	-3,98 (3,81-1,98)	-4,33 (3,25-1,74)	-4,22 (3,22-1,67)
Als gewasresten niet goed ondergewerkt zijn, meer risico op ongedierte	-3,47 (3,67-2,12)		
Teelttechniek			
Meststoffen minder goed vermengd met de bodem	-2,53 (3,52-2,26)		
Achterblijvende aardappelknollen vriezen dood in de winter	4,69 (4,05-4,11)		
Meer spoorvorming			-3,92 (3,46-1,86)
Bodem is moeilijker bewerkbaar als gewasresten blijven liggen			-3,52 (3,69-2,15)
Minder zeker van een geslaagde zaaibedbereiding	-3,5 (3,61-2,12)		3,23 (2,7-4,16)*
Je kan sneller gaan zaaien	2,40 (2,86-3,84)	2,61 (2,33-4,15)	3,64 (3,51-3,97)
Er kan vroeger geoogst worden			2,67 (2,53-4,05)

Tabel 6: vervolg

Gevolg	AKK	MV	GV
Gewasontwikkeling en opbrengst			
Minder goede opkomst van de gewassen	-3,46 (3,41-1,98)		
Sneller kiemen van het gewas		3,09 (2,58-4,18)	
Minder goede beworteling van het gewas		-3,8 (3,12-1,85)	
Minder zekerheid op een goede opbrengst	-2,73 (3,4-2,20)	-3,07 (3,35-2,11)	-3,07 (3,35-2,11)
Lagere gewasopbrengsten	-3,94 (3,39-1,88)	-4,58 (3,4-1,68)	-4,42 (3,13-1,67)
Lagere gewasopbrengsten bij slechte weersomstandigheden	-4,09 (3,64-1,88)		
Minder goede kwaliteit van geoogst product		-3,14 (2,58-1,8)	
Tijdspendering en kosten			
Minder arbeidsintensief	3,81 (3,7-4,03)	4,27 (3,62-4,15)	4,83 (3,66-4,29)
Lager brandstofverbruik	3,78 (3,67-3,97)	5,02 (3,68-4,33)	5,42 (3,79-4,34)
Vermindert totale kosten		4,08 (3,51-4,13)	4,3 (3,14-4,27)
Sociale aspecten			
Minder mooi ogende akkers	-2,29 (3,81-2,4)	-2,55 (3,72-2,42)	-1,31 (3,48-2,57)

*omgekeerde formulering

Tabel 7: Scores voor subjectieve norm (-10 tot +10) voor de 'referenten' die bevraagd werden tijdens de grootschalige *enquête*. De scores tussen haakjes zijn respectievelijk de scores voor 'in welke mate de referent al dan niet positief tov niet-kerende bodembewerking staat (1-5)' en 'in welke mate rekening gehouden wordt met de mening van de referent (1-5)'. De score voor 'in welke mate de referent al dan niet positief tov niet-kerende bodembewerking staat' werd nadien herschaald (-2 tot +2) voor het berekenen van 'subjectieve norm'. Donkerrood: belangrijkste barrières voor adopters en non-adopters; lichtrood: barrière enkel belangrijk voor non-adopters; donkergroen: belangrijkste drijfveren voor adopters en non-adopters; lichtgroen: drijfveer enkel belangrijk voor adopters. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

Referent	AKK	MV	GV
Collega landbouwers	0,06 (3,02-3,7)*	-5,22 (1,52-3,45)	
Resultaten op proefvelden	-0,52 (2,82-3,98)	-0,34 (2,86-3,77)	-0,6 (2,76-3,88)
Europees landbouwbeleid	-0,66 (2,71-3,00)		
Vlaamse overheid	-0,49 (2,8-3,24)		
Voorlichting vanuit de provincie	0,23 (2,95-3,42)		
Voorlichting	-0,32 (2,9-3,83)	-4,82 (1,75-3,78)	-4,16 (1,93-3,88)
De loonwerker	-2,13 (2,33-3,35)	-4,57 (1,6-3,25)	-4,22 (1,69-3,33)
Vakliteratuur	-0,35 (2,88-3,72)		1,89 (3,45-3,67)
Onderzoek en experts	1,02 (3,24-3,77)		

*omgekeerde formulering

Tabel 8: Scores voor 'ervaren gedragscontrole' (-10 tot +10) voor de 'controlefactoren' die bevraagd werden tijdens de grootschalige *enquête*. De scores tussen haakjes zijn respectievelijk de scores voor 'het zich al dan niet voordoen van de controlefactor op het bedrijf van de bevraagde landbouwer' (1-5) en 'in welke mate de controlefactor niet-kerend werken onaantrekkelijk/moeilijker of aantrekkelijker/gemakkelijker (1-5) maakt'. De score voor 'in welke mate de controlefactor niet-kerend werken onaantrekkelijk/moeilijker of aantrekkelijker/gemakkelijker maakt' werd nadien herschaald (-2 tot +2) voor het berekenen van 'ervaren gedragscontrole'. Donkerrood: belangrijkste barrières voor adopters en non-adopters; lichtrood: barrière enkel belangrijk voor non-adopters; donkergroen: belangrijkste drijfveren voor adopters en non-adopters; lichtgroen: drijfveer enkel belangrijk voor adopters. AKK: akkerbouw in de leemstreek; MV: melkveehouderij in de Kempen; GV: gemengde bedrijven groenten-varkens in de regio Roeselare

Controlefactor	AKK	MV	GV
Bodem en milieu			
Te natte bodem bij bewerking	-1,41 (2,08-2,3)	-1,92 (3,00-2,36)	-1,90 (2,62-2,18)
Te droge bodem bij bewerking	0,26 (3,01-2,19)		
Percelen met structuurschade			-3,62 (3,19-1,86)
Perceel- en teeltkenmerken			
Veel erosiegevoelige percelen	0,98 (1,85-3,52)		1,47 (2,18-3,65)
Kleine percelen		1,88 (3,13-3,63)	1,46 (3,11-3,52)
Percelen waar onkruid achtergebleven is			-3,43 (2,39-1,61)
Percelen waar gewasresten op achtergebleven zijn			-3,32 (3,81-2,11)
Veel groententeelten	-0,99 (1,52-2,54)		-3,89 (3,53-1,93)
Belangrijk aandeel kleinzadige teelten	-0,97 (2,08-2,52)		
Belangrijk aandeel onkruidgevoelige gewassen	-2,85 (2,66-1,99)		
Belangrijk aandeel ruggenteelten	-1,21 (1,82-2,31)		-2,41 (2,37-2,09)
Groenbedekkers worden in augustus ingezaaid	3,82 (3,77-3,9)		
Groenbedekkers worden ingewerkt		-1,97 (3,75-2,49)	
Vraagt aanpassing van teeltschema	-2,19 (3,38-2,40)		
Teelttechniek en mechanisatie			
Onkruid wordt mechanisch verwijderd			-1,71 (3,18-2,56)
Geen geschikte machines	-3,18 (3,81-2,25)	-4,38 (3,55-1,85)	-0,78 (3,61-2,44)
Goede resultaten met ploegen	-3,66 (4,31-2,23)		
Afnemers eisen dat er geploegd wordt	-1,63 (1,85-1,98)		
Tijdspendering en kosten			
Tijdsdruk als gewas ingezaaid moet worden		0,38 (3,64-3,04)	
Sociale en persoonlijke aspecten			
Weinig toegepast in de streek		-2,15 (3,57-2,46)	-0,50 (4,09-2,88)
Geen ervaring	-1,55 (3,78-2,67)	-2,58 (3,63-2,4)	-1,71 (3,15-2,56)
Slechte ervaringen	-1,26 (2,20-2,42)	-1,96 (2,19-2,08)	
Onvoldoende kennis		-2,64 (3,49-2,36)	-2,42 (2,74-2,2)
Wettelijke aspecten en subsidies			
Subsidie	1,22 (2,82-3,34)		
Veel voorwaarden verbonden aan het verkrijgen van de subsidie	-1,15 (3,34-2,72)		

11.5 Besluit

Heel wat onderzoek wordt verricht naar alternatieve landbouwpraktijken om bodemdegradatie ten gevolge van intensivering van de landbouw tegen te gaan. Ondertussen vinden een aantal van deze praktijken hun ingang in onze Vlaamse landbouw, zij het niet altijd met de gewenste snelheid en omvang. In dit onderzoek werd nagegaan wat landbouwers ervan weerhoudt om deze praktijken toe te passen ondanks hun bewezen gunstig effect voor de bodemkwaliteit. Dit onderzoek toont in eerste instantie aan dat de landbouwer over het algemeen tevreden is over de bodemkwaliteit en weinig problemen ervaart met erosie, bodemcompactie en tekort aan organische stof. Toch blijkt ook dat heel wat landbouwers niet kunnen aangeven wat het % koolstof in de bodem is. In tweede instantie werd per praktijk gezocht naar de belangrijkste knelpunten en drijfveren die landbouwers ervaren bij het toepassen ervan. Enkel de resultaten voor niet-kerende bodembewerking werden in dit artikel beschreven maar de resulaten van alle andere praktijken zijn raadpleegbaar in het Catch-C rapport van Bijttebier en Ruysschaert (2014). Zowel barrières van economische, humane, sociale, wetgevende en biofysische aard kunnen een rol spelen en zijn afhankelijk van regiospecifieke kenmerken en het landbouwtype zelf. Door de verschillen in overtuiging tussen adopters en non-adopters te analyseren, kan inzicht verworven worden in een aantal misvattingen die leven bij de non-adopters, of kan gezocht worden naar controlefactoren die adopters minder in de weg lijken te staan. Deze inzichten kunnen het beleid en de voorlichtingsdiensten helpen om landbouwers verder te stimuleren bij de implementatie van deze alternatieve landbouwpraktijken op het eigen landbouwbedrijf. Moeilijkheden die ook door adopters worden ervaren kunnen dan weer onderwerp zijn voor verder onderzoek.

Deze studie werd ook uitgevoerd in 7 andere Europese landen. In een later stadium van het Catch-C-project zullen de resultaten vergeleken worden zodat we ook op Europees niveau een zicht krijgen op de adoptiegraad van verschillende praktijken en de belangrijkste drijfveren en barrières die landbouwers ondervinden bij de implementatie ervan.

11.6 Literatuurlijst

Ajzen, I. (1988). Attitudes, Personality and Behavior. Chicago, IL: Dorsey Press

Ajzen, I. (1991). The Theory of Planned Behaviour. Organizational Behaviour and Human Decision Processes, 50: 179-211.

Armitage, C.J., Connor, M. (2001). Efficacy of the theory of planned behavior: a meta-analytic review. British Journal of Social Psychology, 40: 471-499.

Bijttebier J., Ruysschaert G. (2014). Farm survey country report: Belgium. Catch-C report, 334p.

Burton R.J.F. (2004). Reconceptualising the 'behavioural approach' in agricultural studies: a socio-psychological perspective. Journal of Rural Studies, 20: 359-371.

Wauters, E., Bielders, C., Poesen, J., Govers, G. & Mathijs, E. (2010). Adoption of soil conservation practices in Belgium: an application of the theory of planned behaviour in the agri-environmental domain. Land use policy, 271: 86-94.

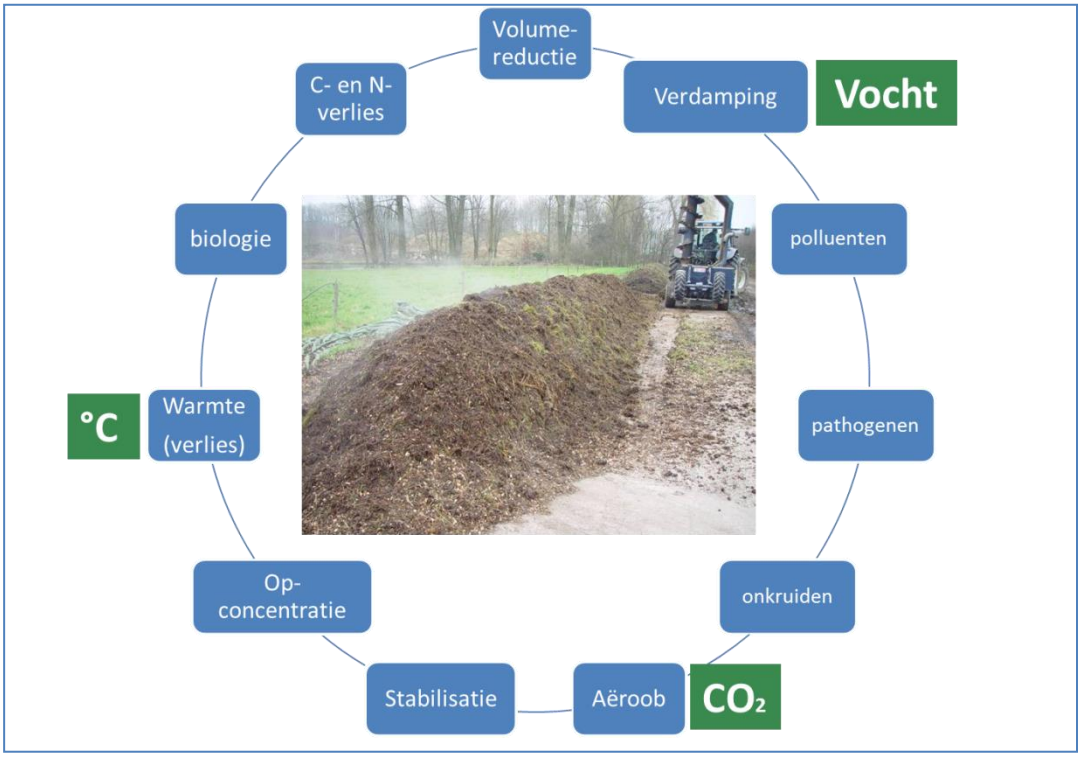
12 COMPOSTERINGSONDERZOEK: EEN COMPLEXE INTERACTIE!

Vandecasteele B.[1], Willekens K.[1], Viaene J.[1] en Reubens B.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO)*

12.1 WAAROM IS (BOERDERIJ)COMPOSTERING INTERESSANT?

Compostering is een natuurlijk proces waarbij micro-organismen vers organisch materiaal omzetten in een stabiel en humusrijk product. Dit proces verloopt steeds onder aerobe (zuurstofrijke) omstandigheden. ILVO werkt met gecontroleerde compostering op rillen (langwerpige hopen), een methode die perfect geschikt is om aan boerderijcompostering te doen. Bij het composteringsproces zijn er verschillende aspecten die belangrijk zijn (Figuur 1). Op een aantal van deze aspecten gaan we in dit hoofdstuk dieper in.



Figuur 1: Belangrijke aspecten bij het composteerproces (blauw), en opvolging tijdens het composteerproces (groen)

Plantaardige biomassa in de land- en tuinbouw kan via compostering op het eigen bedrijf een bron vormen van koolstof, die inzetbaar is voor de opbouw van stabiele organische stof in de bodem. Compostering is ook een ideale manier om nutriënten terug te voeren naar de akker. Door een gepaste samenstelling, beluchting en bewatering wordt het verlies aan nutriënten tijdens de compostering beperkt. Compost is een traagwerkende organische meststof: het risico op verlies van voedingstoffen die met compost zijn aangebracht, is minimaal.

12.2 Welke materialen kunnen gebruikt worden?

Op de hoeve van ILVO zijn diverse groene stromen aanwezig die via compostering gevaloriseerd kunnen worden. Een basisregel bij de compostering is dat je een goeie mix van bruine en groene materialen nodig hebt. ILVO onderzocht de geschiktheid van de houtige component als koolstofbron en als structuurmateriaal. Het gaat dan om uitgangsmateriaal zoals houtsnippers, houtschors en stro. Gezien de soms beperkte beschikbaarheid van deze houtige, 'bruine' component op het landbouwbedrijf, is het interessant om te onderzoeken of en hoe het aandeel van de nutriëntenrijke 'groene' component (bvb. groenteresten) kan verhoogd worden zonder dat hierbij te veel stikstof verloren gaats .

Om over voldoende houtsnippers te beschikken, werd in 2005 bij ILVO de kapvlakte van een populierenbos (ongeveer 2,5 ha) heraangeplant met wilgen en populieren. De aanplanting, in samenwerking met het INBO, werd voorzien van een brede rand met autochtone bomen en struiken. Deze korte-omloop-houtaanplanting is bedoeld om houtsnippers te leveren voor de compostering op ILVO. Hiervoor worden de blokken met wilg en populier 4-5 jaarlijks gekapt (hakhoutbeheer).

Bij natuur-en landschapsbeheer door de overheid, private organisaties of door landbouwers ontstaan grote hoeveelheden beheerresten met een houtachtig karakter, wat een nuttige aanvulling is bij de compostering van groene stromen op land- en tuinbouwbedrijven. Deze houtige beheerresten zijn een bijkomende input aan koolstof die relatief arm is aan stikstof en fosfor. Ook vanuit de akkerbouw kan materiaal dat rijk is aan lignine (bvb. stro) worden aangeleverd.

12.3 Het composteerproces: hoe verloopt de compostering het best?

Tijdens het composteerproces wordt het temperatuur- en CO_2-verloop en het vochtgehalte in de hopen opgevolgd. De noodzaak om te keren kan dan bepaald worden op basis van het temperatuurverloop (keren indien hoger dan 65-70°C) en CO_2-metingen (keren indien hoger dan 16%). Het keren van de hopen gebeurt met een compostkeerder type TG 301 (Gujer Innotec AG). De vereiste om te keren is meestal het grootst kort na opzet. Via de knijptest wordt het vochtgehalte gecontroleerd. Hierbij wordt met de hand een portie materiaal genomen en in de vuist samengedrukt. Indien zichtbaar water vrijkomt tussen de vingers, dan is het materiaal te nat. Indien bij het terug openen van de vuist het monster uit elkaar valt, dan is het materiaal te droog. Het materiaal bevindt zich bij het optimale vochtgehalte indien bij het samendrukken een compacte bal wordt gevormd, zonder dat hierbij waterverlies tussen de vingers optreedt. Wordt de bal met een lichte druk aangeraakt, dan valt hij uit elkaar in een beperkt aantal kleinere stukken. Bij het keren van de compost kan water worden toegevoegd indien het materiaal te droog is. Bij hogere temperatuur in de hoop gaat water verdampen waardoor de hoop uitdroogt.

12.4 Hoe meten we compostkwaliteit, en wat is het effect van de samenstelling van het uitgangsmengsel op die kwaliteit?

Hierboven werden de metingen beschreven die toelaten het verloop van het composteerproces te beoordelen, nl. het temperatuur- en CO_2-verloop, en het vochtgehalte. Daarnaast zijn er diverse analyses die toelaten het verloop van het composteerproces of de productkwaliteit aan het einde van het proces te beoordelen. In de literatuur worden een hele testbatterij aan mogelijke metingen en analyses beschreven die toelaten het composteerproces en de compostkwaliteit op de volgen. ILVO voert voor het beoordelen van de samenstelling van de compost en het verloop van het composteerproces de analyses uit zoals opgelijst in Tabel 1.

ILVO voerde diverse composteerproeven uit op de eigen site, maar was ook betrokken bij proeven bij andere installaties en op andere locaties. Uit deze proeven leerden we ook hoe we de compostkwaliteit en dan voornamelijk de stabiliteit beter kunnen beoordelen door het combineren van diverse chemische, biochemische en biologische bepalingen. We gebruiken op basis van de ervaringen bij deze proeven voornamelijk een combinatie van 4 indicatoren die tijdens of bij het einde van het composteerproces gebruikt kunnen worden om het verloop van het proces en de kwaliteit van het eindproduct te beoordelen (Figuur 2):

- Zuurstofverbruik (Oxygen Uptake Rate (OUR) gemeten via oxitop)
- Biodegradatiepotentieel (holocellulose/lignine-verhouding bepaald op basis van de celwandcomponenten NDF, ADF en ADL)
- Minerale N-concentraties en NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding
- N-immobilisatie

Bij een oxitop-meting wordt de (schijnbare) **stabiliteit** van een compostproduct bepaald door het zuurstofverbruik onder gestandaardiseerde omstandigheden te meten in een gesloten respirometer. Men spreekt van de 'Oxygen Uptake Rate' (OUR) en drukt dit uit in mmol O_2 per kg organische stof per uur. Daarbij worden producten met een waarde lager dan 5 zeer stabiel genoemd, met een waarde tussen 5 en 10 stabiel, en tussen 10 en 15 matig stabiel. De kwaliteitsdoelstelling van VLACO-gecertificeerde compost is 10 mmol O_2 per kg organische stof per uur, de wettelijke norm is 15. Let wel: een oxitop-meting vertelt enkel iets over de huidige microbiële activiteit volgens de actuele condities. Stel bv. dat minerale N de beperkende factor is, dan betekent een lage meetwaarde niet noodzakelijk dat alle uitgangsmateriaal werd omgezet. Ook andere factoren kunnen de activiteit stilleggen zonder daarom een indicator van stabiliteit te zijn. De stabiliteit gemeten via het zuurstofverbruik is dus een absolute indicator: de indicator laat toe om composten onderling te vergelijken, en kan natuurlijk ook gebruikt worden om het composteerproces op te volgen.

Om de stabiliteit van de uitgangsmengsels en de eindproducten te beoordelen, wordt ook gebruik gemaakt van de biochemische samenstelling van de materialen. Dit gebeurt via de bepaling van hemicellulose, cellulose en lignine. Deze fracties worden berekend uit de bepaling van neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF), en acid detergent

lignin (ADL) volgens de Fibersac-methode, afgeleid van Van Soest et al. (1991). Op basis van de bepaling van het gehalte aan NDF, ADF en ADL wordt het **biodegradatiepotentieel** berekend als (hemicellulose + cellulose)/lignine, waarbij hemicellulose = NDF-ADF, cellulose = ADF-ADL en lignine = ADL. Hoe hoger deze waarde, hoe gemakkelijker het materiaal kan afbreken. Ter vergelijking geven we hier waarden voor de biodegradeerbaarheid van het uitgangsmateriaal en afgewerkte composten van proeven uitgevoerd op het ILVO: voor het uitgangsmengsel aan het begin van de compostering lag de waarde tussen 2.8 en 7.3. Voor de afgewerkte composten lag de waarde tussen 1.0 en 1.8. Voor potentiële materialen gebruikt in de compostering, worden waarden voor C- en of organische stof (OS), hemicellulose, cellulose en lignine uit literatuur, en de berekende biodegradeerbaarheid gegeven in Tabel 2. Via de biochemische samenstelling van de uitgangsmaterialen kan men in theorie een geschikt mengsel in functie van. biodegradatiepotentieel samenstellen. Er zijn echter ook andere factoren die het verloop van het composteerproces beïnvloeden, zoals de N-inhoud van het mengsel. De potentiële biodegradeerbaarheid is, in tegenstelling tot de stabiliteit gemeten via het zuurstofverbruik, een relatieve indicator: deze laat toe om het composteerproces op te volgen, maar is minder geschikt om composten onderling te vergelijken.

Andere parameters zoals de minerale N-concentraties en de nitraat/ammonium- (NO_3^--N/NH_4^+-N) verhouding kunnen meegenomen worden ter beoordeling van de stabiliteit of de rijpheid van een compost-product. Zo wijst een **NO_3^--N/NH_4^+-N verhouding** groter dan 1 op een zekere rijping. Merk daarbij op dat niet enkel de verhouding maar ook de absolute waarden van NO_3^--N en NH_4^+-N voor interpretatie van belang zijn: een (te) hoge NH_4^+-N waarde wijst bvb. op anaerobe omstandigheden. Een lage minerale N-vrijstelling kan op N-gebrek tijdens het proces wijzen.

Een vierde indicator is de **(potentiële) N-immobilisatie**. Via een N-immobilisatietest wordt nagegaan of het uitgangsmengsel of de compost al dan niet N zal vastleggen of vrijgeven. Op elk staal wordt het gehalte aan NH_4^+-N en NO_3^--N gemeten in een 1:5 waterextract. Vervolgens wordt 350 mg N/l substraat via een KNO_3-oplossing extra aan elk staal toegevoegd en worden de stalen een week geïncubeerd bij 37°C. Na een week worden opnieuw NH_4^+-N en NO_3^--N gemeten in een 1:5 waterextract. Het verschil tussen het initiële minerale N-gehalte en de toegevoegde minerale N enerzijds, en het minerale N-gehalte na de incubatie geeft weer hoeveel N vastgelegd of extra vrijgesteld is. Bij N-vastlegging < 25% spreken we van een beperkte N-vastlegging, bij waarden tussen 25 en 50% vastlegging is er sprake van een matige N-vastlegging, en waarden hoger dan 50% wijzen op een sterke vastlegging.

Een indicator die, naast de vier bovenvermelde indicatoren, ook bepaald wordt, maar die in de praktijk minder bruikbaar blijkt om de compostkwaliteit de beoordelen, is de C/N-verhouding. Het is echter wel een relatieve indicator, wat betekent dat deze meting toelaat de evolutie tijdens het composteerproces te beoordelen. Wat de **C/N-verhouding** betreft, wordt bij de start van de compostering gestreefd naar een waarde tussen de 25 en de 35 voor het uitgangsmengsel. Deze verhouding is min of meer in overeenstemming

met de koolstof- en stikstofbehoefte van micro-organismen bij afbraak van het materiaal. Naarmate de compostering vordert, neemt deze verhouding af door verliezen van CO_2. Tijdens de compostering daalt de C/N-verhouding, doordat C verdwijnt als CO_2. De C/N-verhouding is echter ook afhankelijk van het organische stofgehalte van de compost: bij compost met veel aarde zal deze waarde lager liggen. De C/N-verhouding is, net als de potentiële biodegradeerbaarheid, een relatieve indicator: ze laat toe om het composteerproces op te volgen, maar is minder geschikt om composten onderling te vergelijken.

Theoretisch verwachten we *tijdens de compostering* een evolutie van een uitgangsmengsel met een hoog biodegradatiepotentieel, hoge zuurstofconsumptie, een hogere C/N-verhouding en een lage inhoud aan minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van NH_4^+-N naar een gecomposteerd product met een laag biodegradatiepotentieel, een lage zuurstofconsumptie, een lagere C/N-verhouding en een duidelijke vrijstelling van minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van NO_3^--N (Figuur 2). Wanneer het composteerproces niet optimaal verloopt, kunnen deze indicatoren dit aangeven.
Composteren is een stabilisatieproces, een gecontroleerd afbraakproces. Inkuilen is eerder een bewaringstechniek: bij het inkuilen wordt het materiaal geconserveerd, maar treedt er geen stabilisatie op. Na het inkuilen zal het product beginnen afbreken. Inkuilproducten zullen dus normaal gezien een hoog biodegradatiepotentieel, hoge zuurstofconsumptie, een hogere C/N-verhouding en een lage inhoud aan minerale N en/of minerale N hoofdzakelijk onder de vorm van NH_4^+-N vertonen.

Verder is men als landbouwer natuurlijk geïnteresseerd in de **nutriëntensamenstelling** van een product. In het kader van de strengere fosfaatnormen wordt gestreefd naar het bekomen van een product met een relatief lage fosfor- (P) en relatief hoge stikstof- (N) en organische stof- (OS) inhoud. Ook de kalium- (K) inhoud is van belang: de kans op een kaliumovermaat ten aanzien van magnesium vormt bij herhaalde compostgiften een reëel risico.

Tabel 1: Courante analyses bij ILVO voor het bepalen van composteigenschappen

Parameter	Analysemethode
pH-H_2O	EN 13037, 1:5 extractie
EC	EN 13038, 1:5 extractie, EC: elektrische geleidbaarheid
NO_3-N	EN 13652, 1:5 extractie in water, meting met ionenchromatografie
NH_4-N	EN 13652, 1:5 extractie in water, meting met stoomdestillatie
P_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
K_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
Ca_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
Mg_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
Fe_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
Mn_amac	1:5 extractie in ammoniumacetaat, CMA 2/IV/14 tot 17 - ICP-OES
SO_4	EN 13652, 1:5 extractie in water, meting met ionenchromatografie
Na	EN 13652, 1:5 extractie in water, meting met ICP-OES
Cl	EN 13652, 1:5 extractie in water
OS	EN 13039, OS: organische stof, uitgedrukt op droge stof, via verassing
Ntotaal	Volgens Dumas via EN 13654-2
C/N	CMA 2/IV/3+4+5 (C = OS/1.8)
DS	EN 13040, DS: droge stof
volumegewicht	CMA 2/IV/24
OUR	OUR: Oxygen uptake rate, CMA 2/IV/25
P_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Cd_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Cr_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Cu_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Pb_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Ni_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Zn_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Mn_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
P_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
K_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Mg_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Ca_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
Na_totaal	CMA 2/IV/19 - ICP-OES
NDF	Afgeleid van Van Soest et. al, 1991. J Dairy Sci 74: 3583-3597
ADF	Afgeleid van Van Soest et. al, 1991. J Dairy Sci 74: 3583-3597 (ADF =
ADL	Afgeleid van Van Soest et. al, 1991. J Dairy Sci 74: 3583-3597 (ADL = Lignine)

Tabel 2: Gehalten aan C, organische stof (OS), hemicellulose, cellulose en lignine volgens de Van Soest-methode, en de berekende biodegradatiepotentieel (biodegr.) bij verschillende gewassen uit literatuurgegevens, geordend volgens de biodegradeerbaarheid (ADS: absoluut droge stof)

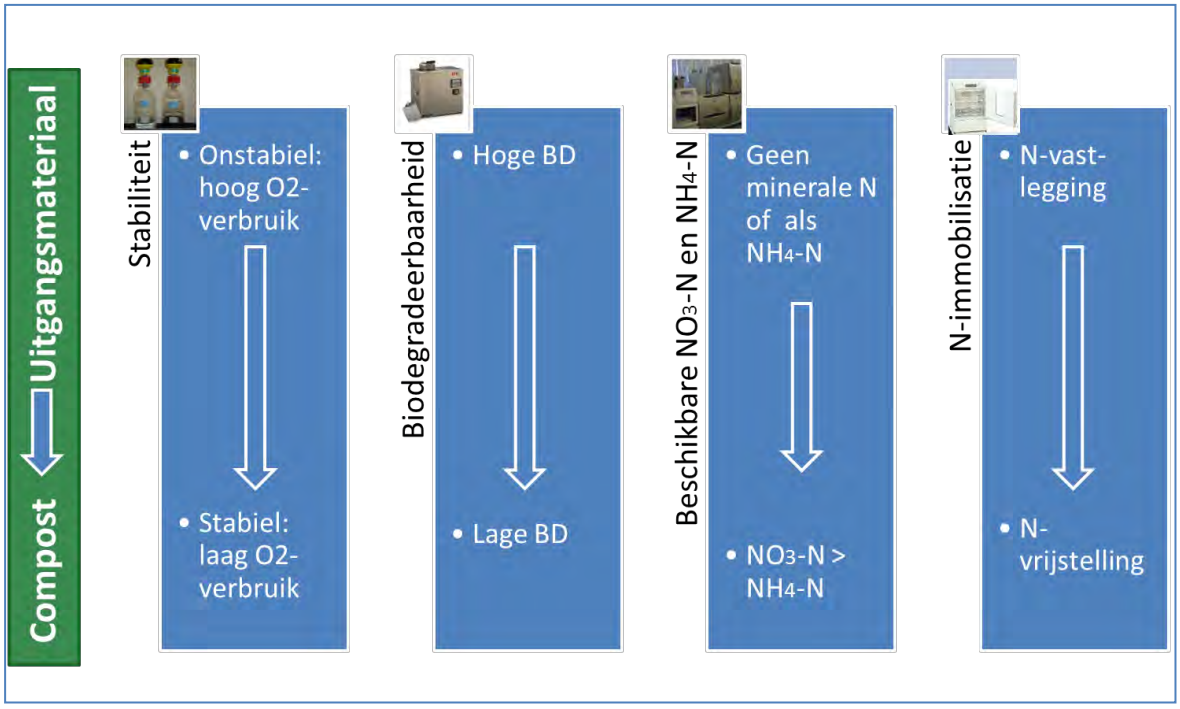
Gewas/materiaal	Deel	C (%ads)	OS (%/ads)	C/N	hemicellulose (%/ads)	cellulose (%/ads)	lignine (%/ads)	biodegr.	Bron
bosstrooisel	beheersresten		90.7		23.9	10.8	37.1	0.9	Gybels et al., 2013
heidechopper	beheersresten		60.5		15.9	8.4	23.2	1.0	Gybels et al., 2013
heidevegetatie	bovengrondse biomassa		97.7		17.5	26.6	38.8	1.1	Van Meerbeek et al., 2014
ruigtevegetatie	bovengrondse biomassa		92.8	37.1	32.5	12.6	35.0	1.3	Van Meerbeek et al., 2014
groenafval		26.4		14.9	3.4	8.4	7.8	1.5	Francou et al., 2008
Heidechopper	beheersresten		52.1		20.9	5.2	17	1.5	Gybels et al., 2013
nat grasland	bovengrondse biomassa		93.6	67.5	33.1	16.9	30.5	1.6	Van Meerbeek et al., 2014
mesotroof grasland	bovengrondse biomassa		91.2	55.1	27.7	18.1	25.7	1.8	Van Meerbeek et al., 2014
laag-productief grasland	bovengrondse biomassa		94.3	46.0	39.2	10.6	25.1	2.0	Van Meerbeek et al., 2014
populier	schors		93.8		11.2	27.4	19.3	2.0	Guidi et al., 2009
Heide geklepeld			96.1		4.9	6.2	4.6	2.4	Gybels et al., 2013
wilg	scheut, hergroei		93.2		11.2	21.2	12.2	2.7	Baertsche et al., 1986
wilg kloon1	bladeren + twijgen				6.2	20.8	9.5	2.8	Douglas et al., 1996
populier	scheut, hergroei		92.2		18.2	24.0	14.2	3.0	Baertsche et al., 1986
zaagsel		53.2		106	7.6	30.5	12.8	3.0	Leconte et al., 2009
korrelmaïs	boveng. gewasrest	47.0			23.0	36.0	19.0	3.1	Johnson et al., 2007b
rietmoeras	aboveground vegetation		93.0		24.7	39.0	20.3	3.1	Van Meerbeek et al., 2014
wilg	scheut		93.8		13.8	19.2	9.5	3.5	Baertsche et al., 1986
populier	scheut		92.6		20.1	18.9	10.5	3.7	Baertsche et al., 1986

Tabel 2. Vervolg

Gewas/materiaal	Deel	C (%ads)	OS (%/ads)	C/N	hemicellulose (%/ads)	cellulose (%/ads)	lignine (%/ads)	biodegr.	Bron
populier	hout		98.9		16.1	54.5	18.8	3.7	Guidi et al., 2009
wilg kloon2	bladeren + twijgen				7.1	20.0	5.9	4.6	Douglas et al., 1996
luzerne	2e snede		91.8		13.4	21.7	7.3	4.8	Baertsche et al., 1986
luzerne	hooi		91.0		12.0	27.0	8.0	4.9	Lee et al., 2007
miscanthus	stro	44.8			23.9	45.4	13.8	5.0	Eiland et al., 2001
koolzaad	stro		90.3		14.7	51.5	10.8	6.1	Abreu & Bruno-Soares, 1998
luzerne	hooi		92.4		14.2	18.7	5.1	6.4	Baertsche et al., 1986
Miscanthus x giganteus	geoogste biomassa		97.3		23.7-26.9	44.8-50.9	9.8-11.4	6.9	Hodgson et al., 2011
afval van verse groenten en fruit		41.6		20.1	1.8	3.0	0.7	7.3	Francou et al., 2008
kippenmest		29		9.0	2.5	17.6	2.8	7.3	Leconte et al., 2009
tarwe	stro		94.0		29.0	38.0	9.0	7.4	Lee et al., 2007
zomergerst	stro	48.2			27.8	46.2	9.9	7.5	Stubbs et al., 2009
sudangrass	geoogst		88.0		27.0	33.0	8.0	7.5	Lee et al., 2007
zomertarwe	stro	47.6			27.1	47.6	9.6	7.8	Stubbs et al., 2009
wintertarwe	stro	47.6			27.8	47.9	9.2	8.2	Stubbs et al., 2009
Miscanthus sinensis	geoogst		96.8-87.8		23.5-33.8	41.3-52.9	7.6-10.6	8.3	Hodgson et al., 2011
Italiaans raaigras	geoogst		89.25-92.0		19.5-23	28-29.5	2.5-8.5	9.1	Aganga et al., 2004
tarwe	stro		94.5		20.7	54.8	8.2	9.2	Fazaeli, 2007
riet	geoogst				31.5	49.4	8.7	9.3	Tutt and Olt, 2011
kropaar	geoogst				14.4	30	4.7	9.4	Yahaya et al., 2001

Tabel 2 (Vervolg)

Gewas/materiaal	Deel	C (%ads)	OS (%/ads)	C/N	hemicellulose (%/ads)	cellulose (%/ads)	lignine (%/ads)	biodegr.	Bron
gerst	stro		89.0		28.0	42.0	7.0	10.0	Lee et al., 2007
maïs	stengel				22.9	31.8	5.4	10.1	Barrière et al., 1998§
Miscanthus saccharifl.	geoogst				30.1	42	7	10.30	Tutt and Olt, 2011
maïs	geoogst				19.5	30.3	4.8	10.4	Tovar-Gómez et al., 1997
vingergras	geoogst		94.0		29.0	37.0	6.0	11.0	Lee et al., 2007
Rietzwenkgras	geoogst				30	27	5	11.4	Cherney et al., 1988
Engels raaigras	geoogst				33.7	29.3	5.3	11.9	Osti et al., 2006
korrelmaïs	stro		94.0		26.0	38.0	4.0	16.0	Lee et al., 2007
gras	grashooi		90.0		28.8	26.3	3.4	16.2	Anoniem, 2007
maïs	maïskolvensilage		97.9		12	9.8	1.3	16.8	Anoniem, 2007
rogge	stro		94.0		25.0	31.0	3.0	18.7	Lee et al., 2007
vingergras	geoogst				31.1	38.3	3.4	20.4	Dien et al., 2006
maïs	geoogst				19.4-24.8	18.2-23.4	1.6-2.5	20.9	Verbič et al., 1995
Timoteegras	geoogst		90.2		31.9	25.2	2.3	24.8	Mathiesen et al., 2000
maïs	corn cob mix met spil		98.2		6.7	4.4	0.4	27.8	Anoniem, 2007
Rietzwenkgras	geoogst				20.4-25.3	27.5-31.3	1.4-2.1	29.9	De Santi et al., 1997
rietgras	hooi		92.0		36.0	24.0	2.0	30.0	Lee et al., 2007
suikerbiet	pulp		92.8		15.45	16.625	1	32.1	Anoniem, 2007
rietgras	geoogst				30.5	35.6	2	33.1	Dien et al., 2006
suikerbiet	perspulp		95.5		16.8	10.8	0.7	41.7	Cabiddu et al., 2008
suikerbiet	perspulp		92.6		25.3	23.3	1	48.6	Anoniem, 2007



Figuur 2: Combinatie van 4 analyses die toelaten de stabiliteit van de compost te beoordelen

12.5 Nematoden: indicator voor biologische maturiteit?

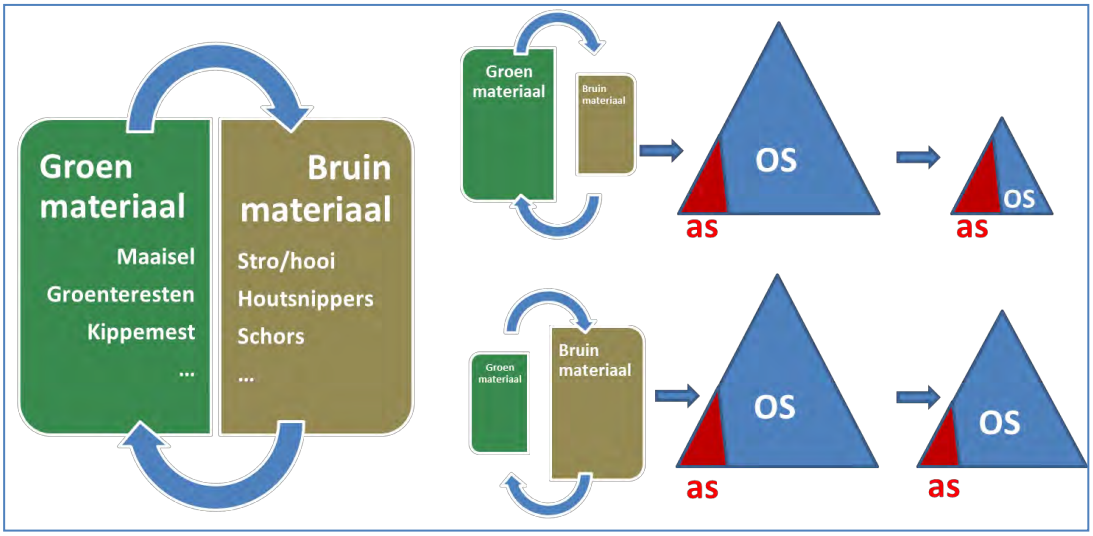
Voor de bepaling van de kwaliteit van het compostproduct wordt naast het hanteren van courante parameters onderzocht of andere methoden de kwaliteitsbeoordeling kunnen verruimen. Zo kan de biologische kwaliteit beoordeeld worden door bepaling van nuttige micro-organismen in de compost zoals de schimmelbiomassa en nematodengemeenschap, die gerelateerd zijn aan de rijpheid van het product.

Daarvoor keken we samen met UGent naar het effect van het uitgangsmengsel op de nutriënteninhoud en –beschikbaarheid, en de nematodenpopulatie in compost (Steel et al., 2012) en tijdens het composteerproces (Steel et al., 2009). Op basis van gegevens over de evolutie van de nematodenpopulatie tijdens het composteerproces wordt momenteel een indicator voor biologische compostmaturiteit ontwikkeld, waarbij zowel het aantal taxa, de abundantie, de verhouding tussen schimmel- en bacterie-etende nematoden als het voorkomen van Diplogasteridae in rekening gebracht wordt (Steel et al., in voorbereiding).

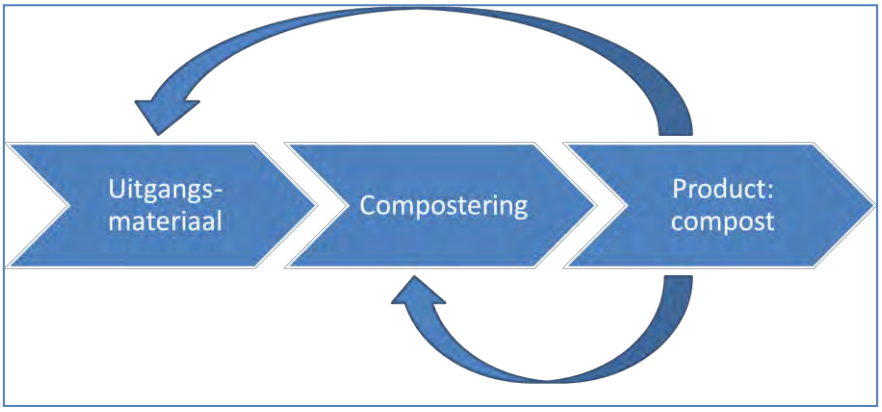
12.6 Hoe wordt de compostkwaliteit bepaald en kan die afgestemd worden op de behoefte van de bodem?

De compostkwaliteit is het resultaat van enerzijds de samenstelling van het uitgangsmengsel, en anderzijds het verloop van het composteerproces (Figuur 4). De samenstelling van het uitgangsmengsel bepaalt de inhoud aan nutriënten en organische stof, maar ook de biochemische samenstelling van het mengsel.

Anderzijds bepaalt de massavermindering tijdens het composteerproces de graad van opconcentratie aan nutriënten (Figuur 3). Bepaalde nutriënten kunnen tijdens het proces verloren gaan via gasvormige verliezen of via uitspoeling. De mate waarin deze verliezen optreden, kan gestuurd worden door het composteerproces zelf, bvb. door een gepaste watergift maar ook door de samenstelling van het uitgangsmengsel. Bij het gebruik van voornamelijk N-rijke materialen in het mengsel is de kans op grotere gasvormige N-verliezen reëel.



Figuur 3: Effect van de verhouding tussen groene en bruine materialen op de massareductie en de opconcentratie tijdens het composteerproces



Figuur 4: De compostkwaliteit is het resultaat van enerzijds de samenstelling van het uitgangsmengsel, en anderzijds het verloop van het composteerproces.

12.7 Pathogenen en residuen in compost

De temperatuurontwikkeling in composthopen is een belangrijke factor voor het overleven van bvb. nematoden in de compost (Steel et al., in voorbereiding), maar bepaalt ook in hoeverre pathogenen afgedood en residuen versneld afgebroken worden. Kippenmest of -strooisel bijvoorbeeld kan residuen van antiparasitaire geneesmiddelen (waaronder coccidiostatica) bevatten. Dit kan op zijn beurt leiden tot opname van deze

residuen door gewassen uit de mest of het strooisel bij gebruik als meststof. ILVO zette in samenwerking met UGent dierproeven op waarbij kippen voeder kregen waaraan zes verschillende antiparasitaire geneesmiddelen in hun maximum toegestane concentratie werden toegevoegd (monensin, salinomycine, lasalocid, nicarbazine/narasin en diclazuril). Vervolgens werden mest en strooisel van deze dieren verzameld. Hierbij bleek dat elk van deze componenten in de mest kon worden teruggevonden (Broekaert et al., 2012). Ook in strooisel werden de residuen waargenomen. Bij de bewaring van het strooisel (bij een optimaal vochtgehalte en bij regelmatige menging) daalden de concentraties aan coccidiostatica. In een volgende stap werd het strooisel gecomposteerd, wat zorgde voor een verdere daling van de concentraties aan gevonden residuen met 2 tot 57%, resulterend in een totale daling tot 79-98% van de initiële concentraties (Vandecasteele et al., 2012). Algemeen kunnen we uit dit onderzoek besluiten dat het risico op overdracht van residuen van antiparasitaire geneesmiddelen vanuit kippenmest naar groenten kan verminderd worden door het composteren van het kippenstrooisel.

12.8 Zware metalen in het uitgangsmateriaal en in de compost

In tegenstelling tot organische verbindingen worden zware metalen niet afgebroken tijdens het composteerproces. Door de massareductie tijdens het proces is er een opconcentratie van deze zware metalen, waardoor de concentraties stijgen t.o.v. het uitgangsmateriaal. Naast de opconcentratie tijdens het proces bepalen ook de concentraties in het uitgangsmengsel mee de concentratie in het eindproduct.

Zware metalen die in hoge concentraties voorkomen in de schors van bepaalde houtsoorten (waarbij de opname sterk afhankelijk is van de standplaats) vormen een risico op overschrijding van de norm qua maximale gehalten van deze metalen in het eindproduct. Ook bij de aanplanting van wilg en populier in de korte-omloop-houtaanplanting bij ILVO bleek dat er bij de geoogste snippers reeds kans was op overschrijding van de compostnormen voor Cd en Zn (Vandecasteele et al., 2008). De concentraties in de schors bleek soms hoog te zijn voor Cd, Zn en Mn, maar niet voor Cu, Pb en Cr.

Bij het onderzoek naar de evolutie van de totale metaalconcentraties en de metaalbeschikbaarheid tijdens het composteerproces konden we vaststellen dat er geen verliezen aan zware metalen optraden tijdens het proces via uitspoeling. Niettegenstaande er een toename was van de totale concentraties aan Cd, Zn en Mn tijdens het proces, name de beschikbaarheid van deze metalen af (Vandecasteele et al., 2013). Het composteren zorgt dus voor een verminderde metaalbeschikbaarheid in de compost.

Bovendien leerden we dat het verlagen van de oogstcyclus (m.a.w. het langer laten groeien van de bomen tussen 2 oogsten) een goeie strategie was om de metaalconcentraties aan Cd, Zn en Mn in de snippers te verminderen, omdat hierdoor het relatief aandeel van de schors t.o.v. het hout afneemt, en de metalen voornamelijk in de schors opgeslagen worden (Vandecasteele et al., 2013).

Daarnaast werden ook 2 andere factoren getest, nl. het effect van een hogere of lagere inmenging van aarde in de compost, en het effect van het toevoegen van extra Mn en Zn aan de compost via een oplossing met Zn- en Mn-sulfaat. Deze laatste optie is relevant wanneer er over nagedacht wordt om de nutriëntensamenstelling van compost te gaan optimaliseren voor een bepaald gewas door nutriënten aan de compost toe te voegen, om zo de eigenschappen van de compost beter af te stemmen op de behoeften van het gewas en de bodem. Door het toevoegen van aarde werd nagegaan wat het effect is als er uitgangsmaterialen met een hoger aandeel aarde (dus een lager gehalte aan organische stof) gebruikt worden. Het toevoegen van aarde gaf enkel een beperkte stijging in de beschikbaarheid van Mn; het toevoegen van de Zn- en Mn- oplossing resulteerde in een sterke stijging van de beschikbaarheid van Zn en Mn in de compost (Vandecasteele et al., 2014b). De extra toegevoegde nutriënten als zoutoplossing bleven dus ook na toevoeging aan de compost in hoge mate beschikbaar, en dit bleek nog steeds het geval na 4 weken incubatie bij 20°C. De compost had initieel een pH-H_2O van 7. Het toevoegen van aarde of een Zn- en Mn-zoutoplossing resulteerde in een pH-daling tot pH-H_2O 6. Bij dit onderzoek werd de pH van de compost ook kunstmatig verlaagd om het effect van een pH-daling op de beschikbaarheid en mobiliteit van Cd, Zn en Mn na te gaan. Enkel bij een zeer sterke pH-daling tot waarden onder pH 5 trad een duidelijke stijging in de metaalbeschikbaarheid op (Vandecasteele et al., 2014b).

12.9 Fosforinhoud en C/P-verhouding: kunnen we designer compost maken?

Kunnen we de compostkwaliteit sturen om zo een compost met specifieke eigenschappen te ontwikkelen? We hebben dit uitgetest voor de P-inhoud en de C/P-verhouding van compost. Vlaamse landbouwbodems hebben eerder lage C-gehalten maar zijn meestal gekenmerkt door hoge P-concentraties. Een compost met een hoge C/P-verhouding kan dus een meerwaarde zijn voor het gebruik op Vlaamse landbouwbodems binnen de geldende bemestingsnormen.

Eerst hebben we uitgetest of er met beheerresten uit natuurgebieden een P-arme compost kan gemaakt worden. Uit deze experimenten bleek het belangrijk om voldoende groene materialen te kunnen gebruiken om geen N-gebrek tijdens de compostering te krijgen (Vandecasteele et al., 2014a): een goeie mix van bruine en groene materialen is belangrijk. Daarnaast hebben we getest of er door het gebruik van specifieke houtige en P-arme materialen via boerderijcompostering een P-arme compost met een hoge C/P-verhouding gemaakt kon worden. Het P-gehalte van de compost bleek moeilijk te sturen, omdat het P-gehalte bepaald wordt door zowel het uitgangsmengsel als door de opconcentratie als gevolg van de massareductie tijdens het composteerproces (Vandecasteele et al., 2014a). Daarentegen was het wel mogelijk om composten te produceren met een hoog organische stofgehalte (meer dan 40% op droge stofbasis) en een hoge C/P-verhouding tussen 100 en 160.

12.10 HOE KUNNEN NUTRIËNTENKRINGLOPEN GESLOTEN WORDEN EN NUTRIËNTENVERLIEZEN VERMEDEN?

Het compostonderzoek bij ILVO zoekt oplossingen voor de noden van de praktijk. De mogelijkheid om kippenmest in de compostering te gebruiken om er zo een product met een hogere waarde van te maken, werd onderzocht in het kader van een ADLO-onderzoeksproject voor de biologische sector. Voor meer informatie hierover, wordt verwezen naar Hoofdstuk 14 in deze ILVO-mededeling (Reubens et al.).

Er is ook een composteringsluik binnen het transdisciplinaire onderzoeksproject GeNeSys. GeNeSys focust op de valorisatie van nevenstromen uit landbouw en visserij. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar Hoofdstuk 15 in deze ILVO-mededeling (Viaene et al.).

Binnen het Europese project Fertiplus wordt gekeken hoe via compost en biochar nutriënten vervat in de afvalstromen van o.a. stedelijke gebieden terug in de landbouw gebruikt kunnen worden. We hebben hierbij het effect van biochartoevoeging op het composteerproces en op de compostkwaliteit getest. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar Hoofdstuk 6 in deze ILVO-mededeling (Nelissen et al.).

12.11 LITERATUURLIJST

Abreu J.M.F., Bruno-Soares A.M. 1998. Characterization and utilization of rice, legume and rape straws. In Antongiovanni M.. Exploitation of Mediterranean roughage and by-products. Zaragoza : CIHEAM-IAMZ, 1998. p. 39-51

Aganga, A.A., Omphile, U.J., Thema, T., Wilson, L.Z. 2004. Chemical composition of ryegrass (Lolium multiflorum) at different stages of growth and ryegrass with additives. Journal of Biological Sciences 4, 645-649.

Anoniem, 2007. CVB Veevoedertabel 2007. Chemische samenstellingen en nutritionele waarden van voedermiddelen. December 2007. ISBN 90-72839-13-7

Baertsche, S.R., Yokoyama, M.T., Hanover, J.W. 1986. Short rotation, hardwood tree biomass and potential ruminant feed: chemical composition, nylon bag ruminal degradation and ensilement of selected species. Journal of animal science 63, 2028-2043.

Barrière, Y., Tovar-Gómez, M.-R., Émile, J.-C., Sauvant, D. 1998. Genetic variation in rate and extent of the in situ cell wall degradation of maize stalks at silage harvest time. Agronomie, 18 (8-9), pp. 581-589.

Broekaert, N., Daeseleire, E., Delezie, E., Vandecasteele, B., De Beer, T., Van Poucke, C. Can the Use of Coccidiostats in Poultry Breeding Lead to Residues in Vegetables? An Experimental Study. J. Agric. Food Chem., 2012, 60 (50), pp 12411–12418. DOI: 10.1021/jf304149d

Cabiddu, A., Masoero, F., Baumont, R., Branca, A., Decandia, M., Molle, G. 2008. Effect of corn and beet pulp based concentrate on ruminal parameters in wethers fed with fresh forage. Italian Journal of Animal Science 7, 141-152.

Cherney, J.H., Johnson, K.D., Volenec, J.J., Anliker, K.S. 1988. Chemical composition of herbaceous grass and legume species grown for maximum biomass production. Biomass 17, 215-238.

Dien, B.S., Jung, H.J.G., Vogel, K.P., Casler, M.D., Lamb, J.F.S., Iten, L., Mitchell, R.B., Sarath, G., 2006. Chemical composition and response to dilute-acid pretreatment and enzymatic saccharification of alfalfa, reed canarygrass, and switchgrass. Biomass & Bioenergy 30, 880-891.

De Santis, G., Chiaravalle, E., Martinsson, K. 1997. Variability for chemical composition in tall fescue progenies, yield and traits associated with in vitro digestibility. Proceedings XVIII IGC 1997 Winnepeg, Manitoba XVIII, 17-97-17-98.

Douglas, G.B., Bulloch, B.T., Foote, A.G. 1996. Cutting management of willows (Salix spp.) and leguminous shrubs for forage during summer, New Zealand Journal of Agricultural Research 39, 175-184.

Eiland, F., Leth, M., Klamer, M., Lind, A.M., Jensen, H.E.K., Iversen, J.J.L. 2001. C and N turnover and lignocellulose degradation during composting of Miscanthus straw and liquid pig manure. Compost Science & Utilization 9, 186-196.

Fazaeli, H. 2007. Nutritive value index of treated wheat straw with Pleurotus fungi. Biotechnology in Animal Husbandry 23, 169-180.

Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Villio-Poitrenaud, M.L., Houot, S. (2008) Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. Bioresource Technology 99, 8926-8934.

Gybels, R., Viaene, J., Vandervelden, J., Reubens, B. & Vandecasteele, B. (2013) Biomassa als bodemverbeteraar - Onderzoek naar de toepassing van beheerresten als bodemverbeteraar.: Agentschap voor Natuur en Bos, Inverde & ILVO. 73 blz.

Guidi, W., Tozzini, C., Bonari, E., 2009. Estimation of chemical traits in poplar short-rotation coppice at stand level. Biomass Bioenergy 33, 1703-1709.

Hodgson, E.M., Nowakowski, D.J., Shield, I., Riche, A., Bridgwater, A.V., Clifton-Brown, J.C., Donnison, I.S. 2011. Variation in Miscanthus chemical composition and implications for conversion by pyrolysis and thermo-chemical bio-refining for fuels and chemicals. Bioresource Technology 102, 3411-3418.

Johnson, J.M.F., Sharratt, B.S., Reicosky, D.C., Lindstrom, M. 2007b. Impact of High-Lignin Fermentation Byproduct on Soils with Contrasting Organic Carbon Content. Soil Science Society of America Journal 71, 1151-1159.

Leconte, MC, Mazzarino, MJ, Satti, P, Crego, MP. 2011. Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. Biology and Fertility of Soils 47, 897-906

Lee, D., Owens, V.N., Boe, A., Jeranyama, P. 2007. Composition of herbaceous biomass feedstocks. SGINC-07. South Dakota State University.

Mathiesen, S.D., Aagnes Utsi, T.H. 2000. The quality of the forage eaten by Norwegian reindeer on South Georgia in summer. Rangifer 20, 17-24.

Osti, N.P., Upreti, C.R., Shrestha, N.P., Pandey, S.B. 2006. Review of nutrient content in fodder trees leaves, grasses and legumes available in buffalo growing areasof nepal. Asian Buffalo Congress. Proceedings of 5th Asian Buffalo Congress, 366-371.

Steel H., de la Peña E., Fonderie P., Willekens K., Borgonie G., Bert W. (2010). Nematode succession during composting and the potential of the nematode community as an indicator of compost maturity. Pedobiologia 23(3): 181-190.

Steel, H., Vandecasteele, B., Willekens, K., Sabbe, K., Moens, T., Bert, W. 2012. Nematode communities and macronutrients in composts and compost-amended soils as affected by feedstock composition. Applied Soil Ecology 61, 100– 112

Stubbs, T.L., Kennedy, A.C., Reisenauer, P.E., Burns, J.W. 2009. Chemical composition of residue from cereal crops and cultivars in dryland ecosystems. Agronomy Journal 101, 538-545.

Tovar-Gómez, M.R., Emile, J.C., Michalet-Doreau, B., Barrière, Y. 1997. In situ degradation kinetics of maize hybrid stalks. Animal Feed Science and Technology, 68 (1-2), pp. 77-88.

Tutt, M., Olt, J. 2011. Suitability of various plant species for bioethanol production. Agronomy research Biosystem Engineering Species Issue 1, 261-267.

Vandecasteele, B., Willekens, K., Du Laing, G., De Vliegher, A., Tack, F.M.G., Carlier, L., 2008. The use of ground bark and wood chips from a short rotation plantation for on farm composting: effect of tree species on the micronutrient content. 6th International conference orbit 2008: Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy. Wageningen, 13-15 October 2008. Conference Proceedings, 776-782.

Vandecasteele, B., Daeseleire, E., Broekaert, N., Delezie, E., Van Pamel, E., Van Poucke, C. 2012. Effect of storage and composting on the fate of six coccidiostats in manure and litter of poultry. Conference Proceedings of the International Conference ORBIT2012, Topic 5a, 73-76. A. Trémier, P. Dabert, C. Druilhe, M.N. Maudet, J. Barth, S. Siebert, W. Bidlingmaier. ISBN 3-935974-36-1

Vandecasteele, B., Willekens, K., Zwertvaegher, A., Degrande, L., Tack, F.M.G., Du Laing, G. 2013. Effect of composting on the Cd, Zn and Mn content and fractionation

in feedstock mixtures with wood chips from a short-rotation coppice and bark. Waste Management, 33, 2195-2203. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.06.014

Vandecasteele, B., Willekens, K., Du Laing, G., Van Waes, J. and Tack, F.M.G. 2014a. Designer compost: facts or fantasy? A case study on compost rich in lignin and low in phosphorus. Acta Hort. (ISHS) 1018:683-692

Vandecasteele, B., Willekens, K., Du Laing, G., Van Waes, J. and Tack, F.M.G. 2014b. Effect of feedstock, organic matter content and pH on Cd, Zn and Mn availability in farm compost based on bark and wood chips. Acta Hort. (ISHS) 1018:661-668

Van Soest, P. J., Robertson, J. B. and Lewis, B. A., 1991. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. J Dairy Sci 74: 3583-3597

Van Meerbeek, K., Appels, L., Dewil, R., Beek, J., Bellings, L., Liebert, K., Muys, B., Hermy, M., 2014. Energy potential for combustion and anaerobic digestion of biomass from Low-Input High-Diversity systems in conservation areas. GCB Bioenergy, in press, DOI: 10.1111/gcbb.12208

Verbič, J., Stekar, J.M.A., Resnik-Čepon, M. 1995. Rumen degradation characteristics and fibre composition of various morphological parts of different maize hybrids and possible consequences for breeding. Animal Feed Science and Technology, 54 (1-4), pp. 133-148.

Yahaya, M.S., Kimura, A., Harai, J., Nguyen, H.V., Kawai, M., Takahashi, J., Matsuoka, S., 2001. Effect of length of ensiling on silo degradation and digestibility of structural carbohydrates of lucerne and orchardgrass. Animal Feed Science and Technology 92, 141-148.

13 GEBRUIK VAN COMPOST IN TEELTSUBSTRATEN: EEN MOEILIJK EVENWICHT

Vandecasteele B.[1], Willekens K.[1], Van Delm T.[2], Debode J.[1], Baets W.[2]
[1] *ILVO*
[2] *Proefcentrum Hoogstraten*

13.1 INLEIDING

Het meest gangbare substraat in de grondloze aardbeienteelt in Vlaanderen bestaat hoofdzakelijk uit veen. Het veensubstraat dat gebruikt wordt in de tuinbouw bestaat hoofdzakelijk uit turf afkomstig van natuurlijke veengebieden in bijvoorbeeld Ierland, Scandinavische landen, Baltische Staten en Duitsland. Veenvorming is een uiterst langzaam proces en deze veenontginningsgebieden zijn vaak waardevolle ecosystemen. Het gebruik van veen staat onder druk vanwege de aantasting van veengebieden door de veenexploitatie. Er wordt echter gezocht naar gelijkwaardige en duurzame alternatieven voor dit witveensubstraat. Dit kan door het veen geheel of gedeeltelijk te vervangen door andere producten. De belangrijkste vereiste voor alternatieve substraten is dat minstens dezelfde productie kan gehaald worden zonder aan kwaliteit in te boeten. Bij de samenstelling van een substraatmengsel zijn de juiste verhoudingen van de verschillende componenten essentieel voor een succesvolle teelt. Compost kan gedeeltelijk turf vervangen in teeltsubstraten. Een barrière voor het gebruik van compost in professionele potgronden is het gebrek aan kennis over de maturiteit, homogeniteit en uniformiteit van het product. Compost van goede kwaliteit draagt bij tot een betere drainage en is een bron van voedingselementen en van nuttige micro-organismen. Compost kan de ziekteweerbaarheid van het gewas en de smaak en/of houdbaarheid van het product in gunstige zin beïnvloeden (o.a. Bobev et al., 2012). Bemesting en watergift dienen echter afgestemd te worden op type en aandeel compost in het substraat. Er is nood aan meer kennis over de impact van compost op fysische eigenschappen en beschikbaarheid aan nutriënten, in het bijzonder het stikstofpotentieel. Daarnaast is er ook behoefte aan snelle methoden voor opvolging en bijsturing van de plantenvoeding bij gebruik van alternatieve substraten.

In samenwerking met Proefcentrum Hoogstraten werden gedurende 4 jaar proeven uitgevoerd rond de nutriëntensamenstelling, de vochtkenmerken, een aangepaste bemesting, watergift in compostsubstraten en ziekteweerbaarheid t.o.v. bovengrondse ziektes en plagen in relatie tot de compostkwaliteit en het aandeel compost in het substraat (gedeeltelijke veenvervanging). Eén van de aspecten bij deze substraatproeven met aardbei was nagaan of plantsapmeters toelaten om tijdens de teelt snel en betrouwbaar de voedingstoestand van aardbeiplanten te beoordelen, om dan eventueel de voeding bij te sturen. Het bijsturen van de voeding is vooral relevant wanneer compost bijgemengd wordt aan het substraat. De compost zelf levert ook voedingsstoffen aan de aardbeiplanten.

13.2 Algemeen verloop van de proeven en opbrengst

Tussen 2006 en 2010 werden op het Proefcentrum Hoogstraten (PCH) en in samenwerking met het ILVO en enkele potgrondleveranciers verschillende proeven aangelegd (Tabel 1). Elke proef bestond uit 6 objecten, waarbij elk object een combinatie is van een substraat met een bepaald fertigatieregime. Het standaard witveenmengsel werd hierbij als referentie beschouwd. Er werd in "Meerlebakken" geteeld; dit zijn platte plastiek containers van ongeveer 10l. Er werd gekozen voor de variëteit Elsanta in een najaarsteelt onder glas, gevolgd door een doorteelt . Op die manier kon het substraat gedurende een langere periode en bij een tweede oogst worden getest. Bij deze proef werd bij alle substraten op de zelfde manier geteeld als bij het standaardsubstraat, met uitzondering van het bemestingsregime. De gebruikte voedingsoplossingen worden in Tabel 2 gegeven.

Tabel 1: Objecten en opbrengsten van de 4 proeven. Significante opbrengstverschillen (kg vers/m^2) tussen de najaarsteelt (1) of de doorteelt (2) werd afzonderlijk per proef aangegeven met verschillende letters (gemiddelde waarden voor 3 herhalingen). ND: niet bepaald, ns: niet significant

Jaar	Object	Substraat	Opbrengst periode 1 (kg/m^2)	Opbrengst periode 2 (kg/m^2)
2006-2007	1	30% compost1, Nmin	3.80 bc	ND
	2	50% compost1, Nmin	3.56 d	ND
	3	30% compost1, Nmin	3.82 b	ND
	4	50% compost1, Nmin	3.59 cd	ND
	5	witveen, Nmin	3.90 b	ND
	6	witveen, reduced Nmin	4.13 a	ND
2007-2008	1	witveen 66%N	3.48 a	3,84 a
	2	witveen 33%N	3.58 a	3.11 a
	3	witveen 100%N	3.64 a	3.11 a
	4	50% compost2 33%N	2.23 c	ND
	5	50% compost2 100%N	3.09 b	1.05 b
	6	50% compost2 66%N	2.87 b	1.23 b
2008-2009	1	witveen	4.39 bc	5.13 bc
	2	100% compost3	4.58 a	3.45 d
	3	veen/perliet/kokos/Pin Maritime	4.46 abc	5.01 c
	4	veen/kokosmengsel	4.57 ab	5.71 abc
	5	100% kokosvezel	4.37 c	5.81 ab
	6	witveen/kokos/perliet	4.51 abc	5.96 a
2009-2010	1	witveen	4.04 b	7.87 ns
	2	100% kokosvezel	4.19 ab	7.54 ns
	3	testsubstraat	4.25 ab	7.95 ns
	4	80% witveen + 20% compost 4A	3.96 b	6.87 ns
	5	80% witveen + 20% compost 4B	4.1 b	7.31 ns
	6	80% witveen + 20% compost 4C	4.43 a	6.79 ns

Tabel 2: Samenstelling van de voedingsoplossing bij de verschillende proeven. Objecten die niet expliciet vermeld worden, kregen het standaard- voedingsregime (33%N en 66%N: 33 en 66 % van de standaard N-gift)

	K	Mg	Ca	N	P	Cl	SO4	Fe	Mn	Cu	Zn	B	Mo
Najaarteelt	mmol/l							µmol/l					
Standaard regime	4.5	1.25	3.5	11	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
witveen, 66% N, 2006-2007				7									
50% compost, N (organisch), 2006-2007	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30% compost, N (organisch), 2006-2007	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50% compost, N (mineraal), 2006-2007	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30% compost, N (mineraal), 2006-2007	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
witveen 66%N, 2007-2008	3.8	1.25	2.3	7	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
witveen 33%N, 2007-2008	3.1	1.25	1.2	4	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
50% compost2 100%N, 2007-2008	0	0	1.8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50% compost2 66%N, 2007-2008	0	0	1.2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50% compost2 33%N, 2007-2008	0	0	0.6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100% compost3 2008-2009	0	1.25	2	6	0	0	1.25	40	0	0	0	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4A	2	1.25	2.5	10	0.2	0.4	0.45	32	10	0.6	4	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4B	2	1.25	2.7	10	0.5	0.4	0.5	32	14.4	0.6	4.5	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4C	2	1.25	2.5	10	0.2	0.4	0.45	32	14.4	0.6	3.5	12	0.5
Doorteelt voorjaar	mmol/l							µmol/l					
Standaardregime	4.5	1.25	3.5	11	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
witveen 66%N, 2007-2008	3.8	1.25	2.3	7.3	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
witveen 33%N, 2007-2008	3.1	1.25	1.2	3.6	2	0.5	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
50% compost2 100%N, 2007-2008	0	0	1.8	3.6	0	0	0	30	0	0	0	0	0
50% compost2 66%N, 2007-2008	0	0	1.2	2.4	0	0	0	30	0	0	0	0	0
100% compost 2 2008-2009	0	1.25	2	8.5	0	0	0	40	0	0	0	12	0.5
Kokossubstraat 2008-2009	4.25	1.25	3.5	11	2	0.25	1.25	30	18	0.75	7	12	0.5
testsubstraat	4.5	1.25	3.5	11	2	0.5	1.25	25	18	0.75	7	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4A	3.6	1.25	3.5	11	1.6	0.5	1	32	14.4	0.75	5.6	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4B	4.5	1.25	2.8	11	1.6	0.4	0.8	25	14.4	0.6	4	12	0.5
80% witveen + 20% compost 4C	4.5	1.25	3.5	11	2	0.5	1.25	32	14.4	0.6	4.5	12	0.5

Uit de proef in het groeiseizoen 2006-2007 konden we besluiten dat de N-bijbemesting in substraatteelt afgestemd diende te worden op de verwachte N-vrijstelling uit de compost. In deze proef bleek dat te hoge N-giften leiden tot een hogere gevoeligheid voor echte meeldauw en bladluizen (Willekens et al., 2007).

In de tweede proef lag de focus meer op het bijsturen van de N-bemesting, en het verfijnen van het gebruik van plantsapmetingen om de voedingstoestand voor N en K te controleren, om op basis hiervan de bemesting bij te sturen. Bij deze proef bleek dat de gebruikte compost een sterke vastlegging van N vertoonde. Tijdens de voorjaarteelt bleek dat de compostobjecten niet dezelfde opbrengst haalden als de objecten met een witveensubstraat. Naast een gebrek aan N waren mogelijks ook voor andere nutriënten de plantbeschikbare concentraties te sterk gedaald om een goede productie tijdens de doorteelt toe te laten. Uit deze proef konden we ook besluiten dat compost in intensieve substraatteelten zoals aardbeien voldoende stabiel moet zijn zodat er geen negatieve effecten op de N-voorziening in het substraat kunnen zijn.

Bij de derde proef werd de voedingsoplossing bij het substraat dat bestond uit 100% compost vanaf het begin aangepast, zodat ook andere voedingselementen dan N via deze weg aangeleverd werden. Er werd geen K, P, Mn, Cu en Zn in het voedingsschema van dit object voorzien, doordat deze elementen in voldoende mate in de compost aanwezig waren (Tabel 2). Bij de najaarsteelt haalde het compostobject de hoogste opbrengst

(Tabel 1). Bij de doorteelt werd reeds een deel van de voeding via fertigatie gegeven, aangezien de voorraad aan elementen in de compost sterk gedaald was. Later werd de voeding opgetrokken tot op niveau van de referentie. Toch kon bij de doorteelt niet dezelfde productie gehaald worden als bij het referentie-object, terwijl dit bij de andere alternatieve substraten wel het geval was (Tabel 1). Het compostsubstraat bleek naar houdbaarheid toe een meerwaarde te kunnen bieden: de kelk bleef frisser en de vruchtglans mooier. Het gaf gedurende de eerste teelt een lichtjes betere opbrengst en sortering dan het gangbare veensubstraat, en dit met een veel lagere voedingsgift. De voedingsstoffen die oorspronkelijk in dit substraat aanwezig waren, bleken wel duidelijk na één teelt te zijn opgebruikt. Bij aanvang van de doorteelt moet er daarom onmiddellijk teruggegrepen worden naar het standaard voedingsschema om een voedingsgebrek te voorkomen. Door vanaf aanvang doorteelt een standaard voedingsschema aan het compostobject toe te dienen, zou wellicht ook dit compostobject over de ganse lijn een waardig en duurzaam alternatief zijn voor het gangbare veensubstraat. De zoektocht naar alternatieve substraten geeft dus aan dat het dus mogelijk is om met alle zes geteste substraten een najaarsteelt plus doorteelt succesvol uit te voeren, en dit met dezelfde teelttechnieken als bij een witveensubstraat.

Bij de vierde proef vergeleken we 3 types compost met 2 andere alternatieve substraten en een witveensubstraat als referentie-object. De compost-objecten werden vanaf het begin van de proef bijkomend bemest met N en met andere elementen, maar de dosering voor K en P was wel lager dan bij het referentiesubstraat (Tabel 2). Bij de voorjaarsteelt werd bij alle compostobjecten dezelfde voeding als bij het referentiesubstraat gegeven. Bij de najaarsteelt en bij de doorteelt werd dezelfde productie gehaald als bij het referentie-object (Tabel 1). In deze proef werd ook de ziekteweerbaarheid van de substraten t.o.v. de bovengrondse ziektes *Botrytis cinerea* (grauwe schimmel) en *Colletotrichum acutatum* (anthracnose schimmel) nagegaan d.m.v. kunstmatige infecties op de bladeren en vruchten. Hierbij werden de symptomen (lesies) opgemeten, alsook de latente ontwikkeling van *C. acutatum* op de bladeren d.m.v. een DNAgebaseerde techniek ontwikkeld op het ILVO (Debode et al., 2009). Het aanpassen van de bemesting bij substraatteelt van aardbei op mengsels met compost en andere alternatieve grondstoffen bleek technisch tot heel wat knelpunten te leiden, wat de teeltopvolging complexer maakt, maar mits een geschikte sturing van de bijbemesting werd wel dezelfde opbrengst gehaald.

13.3 Compost in teeltsubstraten: bron van nutriënten

13.3.1 Compost al bron van N

In Tabel 3 worden de gehalten aan minerale N gegeven in de gebruikte composten en de substraten waaraan compost toegediend werd. Algemeen zien we een grote variatie voor de gehalten aan minerale N. Slechts één mengsel heeft een concentratie aan minerale N die zich in de streefzone bevindt.

We hebben de N-vrijstelling uit 5 types compost (Tabel 4) getest via een incubatietest. Hieruit kunnen we besluiten dat er tussen composten grote verschillen zijn in N-vrijstelling (Figuur 1).

Tijdens de najaarsteelt wordt reeds heel wat N uit het substraat opgenomen. Bij de proef in 2008-2009 en 2009-2010 konden we na de najaarsteelt vaststellen dat het de concentraties aan minerale N in het substraat lager waren bij de compost-objecten dan bij de andere substraten (Tabel 4).

Composten stellen normaal gezien minerale N vrij, maar in bepaalde gevallen kan de compost zelf ook minerale N vastleggen, waardoor de aardbeiplanten zelf over minder N beschikken. Bij de proef in het groeiseizoen 2007-2008 met verschillende N-bemestingsniveaus (33, 66 en 100% van de courante concentratie) en met 2 substraten (witveensubstraat en substraat met 50% compostbijmenging), bleek al snel dat de gebruikte compost een sterke N-immobilisatie vertoonde, waardoor er grote verschillen in N-beschikbaarheid in de substraten tussen de objecten gemeten werden. Niettegenstaande er verwacht werd dat deze N-immobilisatie gaandeweg zou verminderen als gevolg van de N-bemesting, bleef dit proces toch tot het einde van de proef merkbaar. Op geen enkel moment tijdens de teelt werden in de substraten met compost concentraties aan minerale N gemeten boven de detectielimiet.

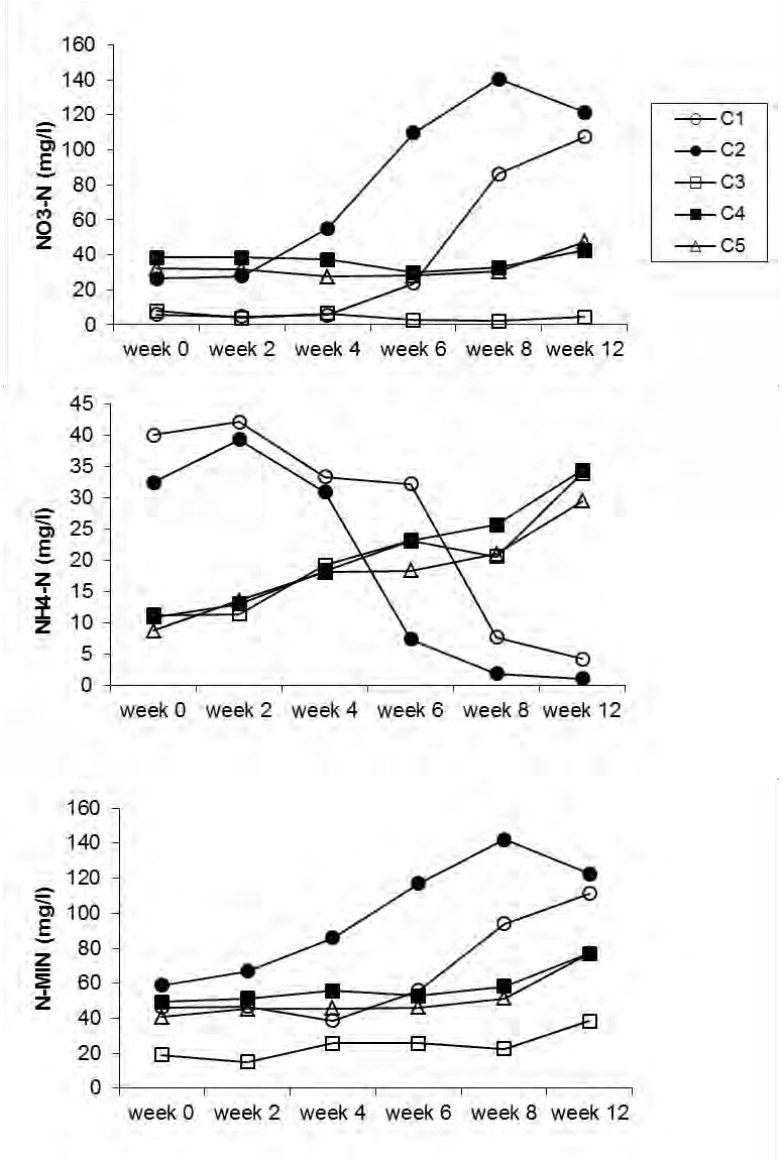
Via een verkennende N-immobilisatietest wordt nagegaan of een substraat al dan niet N zal vastleggen of vrijgeven. Op elk staal wordt het gehalte aan NH_4-N en NO_3-N gemeten in een 1:5 waterextract. Vervolgens wordt extra 350 mg N/l substraat via een NH_4NO_3-oplossing aan elk staal toegevoegd en worden de stalen een week geïncubeerd bij 37°C. Na een week wordt opnieuw NH_4-N en NO_3-N gemeten in een 1:5 waterextract. Het verschil tussen het initiële minerale N-gehalte en de toegevoegde minerale N enerzijds, en het minerale N-gehalte na de incubatie geeft weer hoeveel N vastgelegd of extra vrijgesteld is. De test werd uitgevoerd voor 3 substraten op het einde van de doorteelt, nl. (1) witveen 100% N-dosis (object 3), (2) 50% compostbijmenging 100% N-dosis (object 5) en (3) 50% compostbijmenging 66% N-dosis (object 6). De gebruikte test is enkel een eerste inschatting van potentiële N-vastlegging. Toch was er een duidelijk verschil, namelijk een beperkte N-immobilisatie bij het witveen-object van 40% versus een duidelijke N-vastlegging van 71 en 75% bij object 5 en 6.

13.3.2 Compost als bron van andere nutriënten

Om de waarde van compost als bron van andere nutriënten te beoordelen, vergelijken we de substraateigenschappen van de mengsels met compost met de algemene streefwaarden voor substraten, en met de samenstelling van het witveensubstraat als referentie-object (Tabel 3). Uit deze vergelijking leren we dat er duidelijke verschillen zijn voor plantbeschikbare nutriënten tussen de verschillende types compost die in de proeven gebruikt werden. Toch kunnen we zien dat compost in substraat een belangrijke bron van Ca, Mg, Fe, Mn en Zn is, en dat de gehalten voor K, en in mindere mate, voor P in substraten met compost aan de hoge kant zijn. De concentraties aan Cl, SO_4 en Na kunnen ook aan de hoge kant liggen bij het gebruik van compost in teeltsubstraten.

De behoefte van de aardbeiplanten is echter zo groot dat na de najaarsteelt reeds 10 tot 85 % van de plantbeschikbare fosfor en 15 tot 95 % van de plantbeschikbare kalium uit het substraat met compost verdwenen was, en er dus een hoog risico was op een gebrek aan deze nutriënten tijdens de doorteelt in het voorjaar (Tabel 4). Bij substraten zonder

compost en bij de substraten met compost en de bijkomende voedingsoplossing werd daarentegen een stijging van de plantbeschikbare concentraties aan fosfor en kalium vastgesteld: de nutriënten uit de voedingsoplossing die niet door de plant werden opgenomen, werden dus opgestapeld in het substraat (Tabel 4).



Figuur 1: N-vrijstelling uit 5 types compost gedurende 12 weken in een mengsel van 33% compost en 67% witveen

Tabel 3: Elektrische geleidbaarheid (EC), pH, en plantbeschikbare concentraties aan nutriënten (P, K, Mg, Ca, Fe en Mn gemeten in een ammoniumacetaatextract, andere nutriënten en zouten gemeten in een waterextract) bij composten, substraatmengsels met compost en witveensubstraten als referentie-object. Waarden in vet gemarkeerd bevinden zich buiten de streefzone voor substraten

Proef	Behandeling	pH-H20	EC	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Nmin	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	SO_4	Na	Cl	Zn
			µS/cm	mg/l substraat												
2006-2007	Compost gebruikt in mengsel	**7.9**	**603**	<5	<5	**<5**	**365**	**1475**	**2575**	**1370**	3	**27**	**104**	**103**	**335**	NG
2007-2008	Compost gebruikt in mengsel	**8.7**	**186**	<5	<5	**<5**	69	**486**	1231	**117**	2	**16**	12	**59**	57	5.6
2007-2008	witveen 100%N	5.7	281	30	<5	**30**	63	**98**	847	**304**	2	1	**323**	42	25	1.1
2007-2008	50% compost 100%N	**6.7**	220	<5	<5	**<5**	69	**445**	1332	155	2	**14**	96	**78**	75	5.8
2008-2009	witveen	5.8	**138**	31	6.3	**35**	30	**126**	947	217	1	2	62	20	19	0.9
2008-2009	100% structuurh. Compost	5.8	305	16	4.9	**18**	**81**	**862**	1414	231	**5**	**16**	**101**	**100**	**165**	4.7
2009-2010	witveen	**6.2**	222	65	12.9	73	30	**128**	873	183	2	2	91	33	80	1.0
2009-2010	80% witveen + 20% compost1	**6.8**	321	49	<5	**49**	**184**	**564**	1999	**316**	3	**23**	**153**	49	45	3.4
2009-2010	80% witveen + 20% compost2	**6.3**	323	87	<5	87	**84**	322	1672	283	2	6	100	34	32	2.8
2009-2010	80% witveen + 20% compost3	**6.5**	354	47	<5	**47**	**131**	**632**	1765	**322**	2	7	**212**	**86**	84	4.9
	Ondergrens streefwaarde	3.8	200			60	30	150	325	150	1	0.5	0	0	0	geen
	Bovengrens streefwaarde	6	400			140	70	360	2100	300	5	10	100	50	100	geen

Tabel 4: Gemiddelde concentraties aan K en NO_3 in het plantsap voor de proef in 2008-2009 (gemiddelde van 4 bemonsteringen in de doorteelt) en in 2009-2010 (gemiddelde van 6 bemonsteringen in de doorteelt), en de evolutie van de plantbeschikbare N (waterextraheerbaar NH_4-N + NO_3-N) en de ammoniumacetaat-extraheerbare concentraties aan P en K bij (1) de start van de teelt, (2) na de najaarsteelt en (3) na de doorteelt in het voorjaar

	Plantsap		Substraat (mg/l substraat)								
Object	K	NO_3	N			P			K		
	mg/l	mg/l	1	2	3	1	2	3	1	2	3
witveen	2675	5500	35	221	332	30	86	263	126	199	414
100% compost3	1279	1901	18	1	19	81	12	27	862	52	148
veen/perliet/kokos/Pin Maritime	2594	4519	44	59	91	34	160	393	141	347	532
veen/kokosmengsel	3163	5088	29	69	87	119	176	208	94	258	390
100% kokosvezel	3188	5263	6	61	150	3	107	125	199	253	237
witveen/kokos/perliet	3913	5188	15	60	241	30	151	449	177	256	432
witveen	3267	4392	73	81	354	30	60	167	128	242	250
100% kokosvezel	3317	4508	28	148	343	36	100	242	415	268	225
testsubstraat	3446	4388	56	123	181	43	88	254	165	340	352
80% witveen + 20% compost 4A	3258	3338	49	10	58	184	98	201	564	396	325
80% witveen + 20% compost 4B	2883	3563	87	47	154	84	75	159	322	272	181
80% witveen + 20% compost 4C	2600	2958	47	62	182	131	58	204	632	226	245

13.4 Compost in teeltsubstraten: bron van vezels

De evolutie van de fysische substraateigenschappen werd ook opgevolgd door het vergelijken van de beginsituatie met de situatie na de najaarsteelt en na de doorteelt. Er waren duidelijke verschillen tussen de geteste substraten, en de evolutie was ook specifiek voor elk substraat. Door de sterke doorworteling van het substraat tijdens de teelt was dit ook te verwachten. Algemeen kon gesteld worden dat het volume aan gemakkelijk opneembaar water en het watervolume bij pF 1 (-10 cm) binnen de optimale range voor aardbei bleef (Vandecasteele et al., 2014).

13.5 Bruikbaarheid van plantsapmetingen voor het beoordelen en bijsturen van de voedingsstoestand

Bij dit onderzoek werd ook nagaan of plantsapmeters toelaten om tijdens de teelt snel en betrouwbaar de voedingstoestand van aardbeiplanten te beoordelen, om dan eventueel de voeding bij te kunnen sturen. Het bijsturen van de voeding is vooral relevant wanneer compost bijgemengd wordt aan het substraat. De compost zelf levert ook voedingsstoffen aan de aardbeiplanten. Maar ook voor andere substraten is het een interessante optie om de voedingstoestand te kunnen beoordelen.

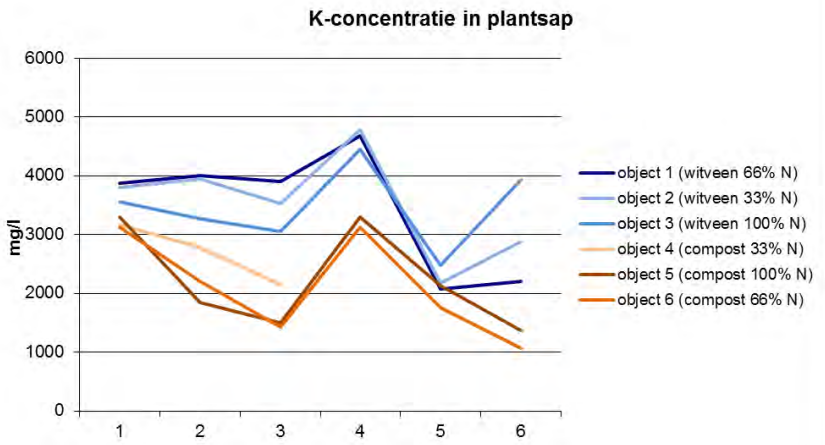
In het groeiseizoen 2007-2008 werd een proef met verschillende N-bemestingsniveaus (33, 66 en 100% van de courante concentratie) en met 2 substraten (witveensubstraat en substraat met 50% compostbijmenging) uitgevoerd. Dit resulteerde in een proef met 6 objecten: (1) witveen, 66% N-dosis, (2) witveen 33% N-dosis, (3) witveen 100% N-dosis, (4) 50% compostbijmenging 33% N-dosis, (5) 50% compostbijmenging 100% N-dosis en (6) 50% compostbijmenging 66% N-dosis.

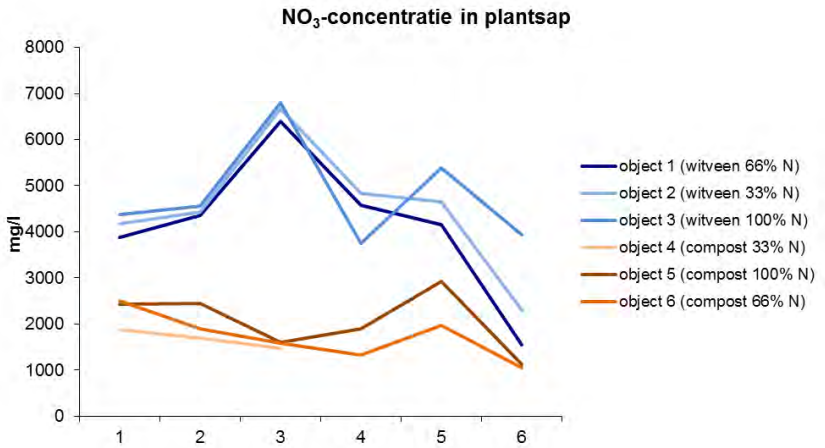
Al snel bleek dat de gebruikte compost een sterke N-immobilisatie vertoonde, waardoor er grote verschillen in N-beschikbaarheid in de substraten tussen de objecten gemeten werden. Niettegenstaande er verwacht werd dat deze N-immobilisatie gaandeweg zou verminderen als gevolg van de N-bemesting, bleef dit proces toch tot het einde van de proef merkbaar. Object 4 vertoonde na de najaarsteelt reeds een grote groeiachterstand en werd daarom niet verder bemonsterd. Per object werden tweewekelijks per object vier stalen van bladsteeltjes verzameld en ingevroren. Zes reeksen stalen werden geanalyseerd met de HORIBA-plantsapmeters. Bij 3 van de 6 reeksen stalen werd het plantsap ook chemisch geanalyseerd: NO_3 werd bepaald met een Dionex DX-600 ionenchromatograaf, en K werd gemeten met een VISTA-PRO simultane ICP-OES (Varian).

Voor NO_3 werd de volgende lineaire regressievergelijking gevonden tussen de resultaten van de plantsapmeters en de chemische analyses: $NO_{3\text{-plantsapmeter}} = 1448.8 + 0.716 \times NO_{3\text{-chemisch}}$ ($R^2 = 0.90$, $p < 0.001$). Zowel de waarde van de richtingscoëfficiënt als van het intercept zijn significant ($p < 0.001$) verschillend van 0. Er is dus een duidelijk lineair verband, maar in het lagere concentratiebereik worden met de plantsapmeters hogere waarden gemeten dan via de chemische analyse. De plantsappen dienden vrij ver verdund te worden voor de chemische analyse, waardoor de bepalingslimiet van de chemische analyse sterk toenam. Voor K werd de volgende lineaire regressievergelijking gevonden: $K_{plantsapmeter} = -30.9 + 0.711 \times K_{chemisch}$ ($R^2 = 0.82$, $p < 0.001$). De waarde van de richtingscoëfficiënt is significant ($p < 0.001$) verschillend van 0, maar de waarde van het intercept niet ($p > 0.05$). Er is dus een duidelijk lineair verband , maar met de plantsapmeters worden lagere waarden gemeten dan via de chemische analyse.

De lage NO_3-beschikbaarheid in de substraten met compostbijmenging die bij de substraatanalyses vastgesteld werd, wordt ook weerspiegeld in de plantsapmetingen (Figuur 2). De verschillen in plantsapconcentraties voor zowel NO_3 als K tussen de 3 witveen-objecten onderling en tussen de 3 compostobjecten onderling waren beperkt. Hier dient echter ook rekening gehouden te worden met eventuele verschillen in de bovengrondse biomassa. Zowel in de najaarsteelt als in de doorteelt werden dalende K-concentraties in het plantsap vastgesteld bij compostbijmenging (Figuur 2). Bij de witveensubstraten was er een grote daling van de K-concentratie tussen de stalen van 20/02/2008 en 18/03/2008.

We kunnen besluiten dat plantsapmetingen toelaten de voedingstoestand voor K en NO_3 snel en vrij betrouwbaar te bepalen. In deze proef kon niet nagegaan worden hoe snel een verandering van de voeding meetbaar is in het plantsap omdat de voeding van de objecten niet gecorrigeerd werd tijdens de proef. Als ondergrens-richtwaarde bij plantsapmetingen wordt > 3500 mg NO_3/l en > 3500 mg K/l voor aardbei voorgesteld.





Figuur 2: Verloop van de NO_3- en K-concentraties in het plantsap (gemeten met HORIBA-meters) op 6 tijdstippen tijdens de teelt van aardbei op substraat (1: 26/09/2007, 2: 7/11/2007, 3: 19/12/2007, 4: 20/2/2008, 5: 18/3/2008 en 6: 29/04/2008)

13.6 Nutriëntenverliezen via drainwater

De concentraties aan nutriënten in het substraat hadden ook een effect op de kwaliteit van het drainwater. Het drainwater werd éénmalig gecontroleerd in de proefopzet van 2006-2007 en werd op 4 tijdstippen gemeten bij de proefopzet in 2007-2008.

Bij de meting in 2006-2007 (Tabel 5) zien we voor minerale N de hoogste concentraties bij de standaardbemesting van het witveen, lagere concentraties bij gebruik van minerale N bij het substraat met compost, en de laagste concentraties bij gebruik van organische N bij het substraat met compost. Voor de andere elementen zien we de hoogste concentraties bij de witveenobjecten waar met de standaard-voedingsoplossing gewerkt wordt.

Bij de meting in 2007-2008 worden de resultaten voor de staalname in december hier getoond (Tabel 6), maar dezelfde trends werden vastgesteld voor de andere staalnameperiode. In december 2007 zien we bij de compostobjecten onderling voor minerale N de hoogste concentraties bij het object met de hoogste N-bijbemesting. Bij het

gebruik van compost in aardbeisubstraat bleek ook dat de concentraties in het drainwater tot 10 keer lager waren voor nitraat dan bij het gebruik van drip-irrigatie met de standaard voedingsoplossing. Voor fosfor en kalium lagen de concentraties in het drainwater bij gebruik van compost zelfs meer dan 20 keer lager (Tabel 6).

Tabel 5: Samenstelling van het drainwater bij de proefopzet in 2006-2007 bepaald in februari 2007 (1 herhaling per object). De substraten met compost ontvingen enkel N-bemesting (mineraal of organisch), het witveensubstraat ontving de standaard-voedingsoplossing

Behandeling	NO_3	NH_4	P	K	Ca	Mg	SO_4	Cl
	mg/l							
compost 30% / minerale bemesting	136	1.0	1	16	47	3	8	4
compost 30% / organische bemesting	9	1.7	2	5	<1	1	17	10
compost 50% / minerale bemesting	72	1.0	2	13	41	4	21	12
compost 50% / organische bemesting	13	2.4	3	11	25	4	38	19
witveensubstraat / normale stikstofinput	486	2.9	23	232	149	40	141	37
witveensubstraat / verlaagde stikstofinput	452	1.0	13	70	181	20	78	18

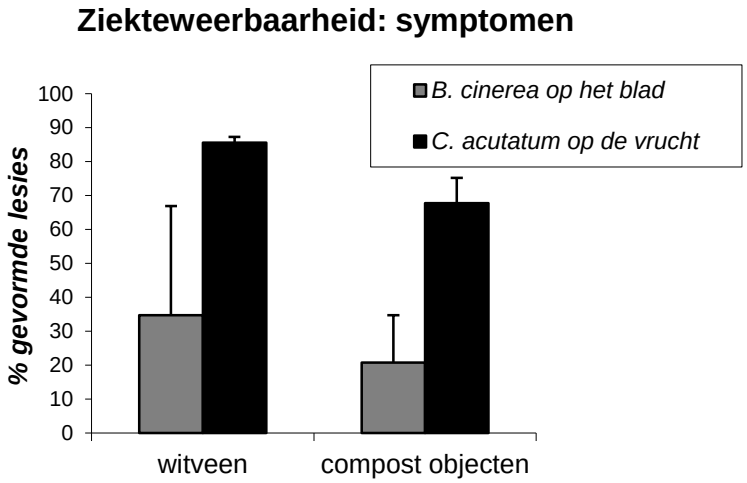
Tabel 6: Samenstelling van het drainwater bij de proefopzet in 2007-2008 bepaald in december 2007 (gemiddelde van 3 herhalingen per object). De substraten met compost ontvingen enkel N-bemesting, het witveensubstraat ontving de standaard-voedingsoplossing

Behandeling	NO_3	NH_4	P	K	Ca	Mg	SO_4	Cl
	mg/l							
witveen 66%N	910	6.0	78	241	232	54	267	44
witveen 33%N	612	<1	118	271	206.9	69	288	52
witveen 100%N	812	<1	263	478	332	158	481	92
50% compost1 33%N	3	<1	1	1	12	2	5	3
50% compost1 100%N	129	<1	3	6	94	30	165	4
50% compost1 66%N	49	<1	1	1	59	6	61	5

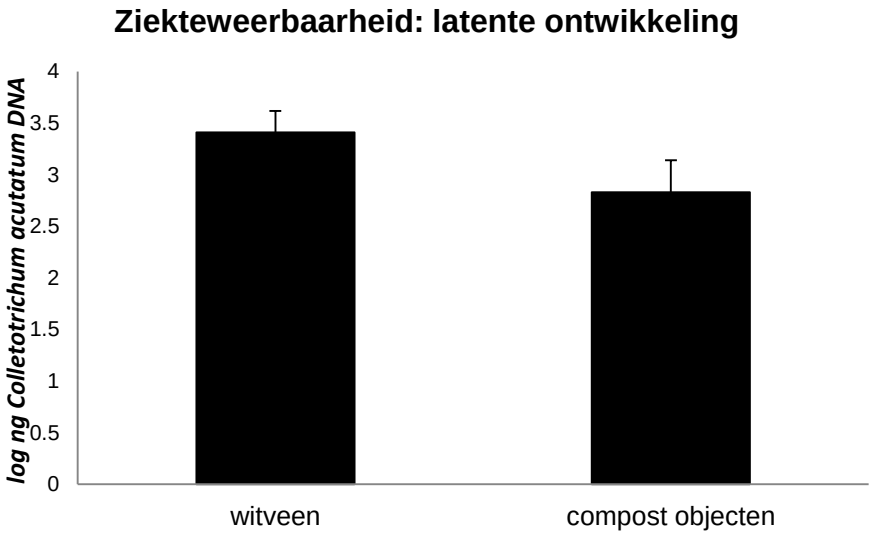
13.7 Ziekteweerbaarheid van compost

In de proef uitgevoerd in 2006-2007bleek de N-bemesting een grote invloed te hebben op de ziektegevoeligheid van de aardbeiplanten (Willekens et al., 2007): bij hogere N-bemesting en hogere N-gehalten in de bladeren en het plantsap werd een hogere gevoeligheid voor witziekte en bladluis vastgesteld.

In 2009-2010 waren er bij de compost objecten minder *B. cinerea* en *C. acutatum* symptomen op de bladeren en de vruchten dan bij het witveen object (Figuur 3a) en werd er minder latente ontwikkeling van *C. acutatum* op de bladeren vastgesteld (Figuur 3b). Latente ontwikkeling is de opbouw van de schimmel zonder dat er symptomen zichtbaar zijn.



Figuur 3a: *Botrytis cinerea* en *Colletotrichum acutatum* symptomen (lesies) op de bladeren en vruchten, respectievelijk



Figuur 3b: De latente ontwikkeling van *Colletotrichum acutatum* op de bladeren

In beide proeven (2006-2007 en 2009-2010) werd vastgesteld dat de compost-objecten meer ziektewerend waren t.o.v. bovengrondse ziektes en plagen dan de andere objecten.

13.8 Conclusies

Er werd reeds heel wat onderzoek uitgevoerd naar de verschillen tussen compost en witveen wat betreft hun geschiktheid voor het gebruik ervan in teeltsubstraten op het vlak van fysische en chemische eigenschappen. De teelt met alternatieve substraten was haalbaar, maar bij substraten met compost was de uitdaging om gepast de corrigeren voor de nutriëntvrijstelling uit de compost. Wanneer te veel N vrijgesteld wordt en er te veel N bemest wordt, kan dit leiden tot een hogere ziektegevoeligheid van de teelt. Omgekeerd moeten voldoende hoge P, K- en N-gehaltes beschikbaar zijn voor een voldoende hoge opbrengst. Algemeen kon uit de proeven besloten worden dat

teeltsubstraten met compost en met minder N-input dezelfde opbrengst toelieten tijdens de najaarsteelt, maar bij de daaropvolgende doorteelt was een aangepaste fertigatie voor N, P en K vereist.

Compost fungeert in het teeltsubstraat als bron van vezels, maar vormt ook een belangrijke bron van de nutriënten P, K en N. Voor wat betreft het stikstofleverende vermogen is er een grote variatie tussen diverse composten. Compost is zeker een belangrijke bron voor plantbeschikbaar P en K in vergelijking met andere grondstoffen. Compost levert echter niet alle voedingselementen in de gepaste verhouding en het vereiste concentratieniveau aan, wat bijv. kan leiden tot een gebrek aan minerale N en Fe. Anderzijds betekent dit dat de standaard voedingsoplossing niet kan toegepast worden wanneer compost aan het substraat toegevoegd wordt, want ook dit kan leiden tot een onevenwichtige plantenvoeding.

Compost kan dus bijdragen tot het verhogen van de duurzaamheid van substraatteelt van aardbei door het efficiënt gebruik van de fosfor en kalium in de compost door de aardbeiplanten, en het verminderen van het verlies van nutriënten via het drainwater en het teeltsubstraat op het einde van de teelt. Compost kan mogelijks ook zorgen voor een hogere ziekteweerbaarheid van aardbeiplanten. Een belangrijk knelpunt daarentegen is dat het bijsturen van de bemesting moeilijker verloopt bij inmengen van compost in het substraat.

13.9 Bedanking

Onze dank gaat uit naar Els Desmet voor haar rol bij de eerste proef in 2006-2007, naar het technisch personeel van PCH en ILVO betrokken bij de proeven, en naar Acterra nv, Braecke potgronden bvba, Legro bv en Peltracom nv voor de financiële ondersteuning van het onderzoek.

13.10 Literatuurlijst

Bobev , S.G., Kehajov, D.K., Maes, M., Willekens , K., Bost, M.A., 2012. Compost influence on some air-borne diseases and pest in strawberry Acta Hort. (ISHS) 927:959-966

Debode, J., Van Hemelrijck, W., Baeyen, S., Creemers, P., Heungens, K., Maes, M. 2009. Quantitative detection and monitoring of *Colletotrichum acutatum* in strawberry leaves using real-time PCR. Plant Pathology 58: 504–514.

Willekens, K., Desmet, E., Vandecasteele, B., Carlier, L., Baets, W., 2007. Influence of compost and organic versus mineral fertilization in an autumn strawberry crop on growing medium in a glasshouse. Proceedings of the 16th International Symposium of the International Scientific Centre for Fertilisers (CIEC), 'Mineral versus Organic Fertilization, Conflict or Synergism?' 16-19 September 2007, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium, 534-539.

Vandecasteele, B., Willekens, K., Van Delm, T., Van Waes, J. and Baets, W. 2014. Changes in chemical and physical properties of compost-amended growing media during

strawberry cropping: monitoring depletion of nutrients with petiole sap measurements. Acta Hort. (ISHS) 1018:541-549

14 NAAR EEN OPTIMALE OPSLAG EN BEHANDELING VAN VASTE KIPPEN- EN RUNDERMEST VIA COMPOSTEREN EN INKUILEN

Reubens B.[1], Willekens K.[1], Vandecasteele B.[1], Nelissen V[1]., Viaene J.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

14.1 AANLEIDING

Dat de zoektocht naar een geschikte, reglementaire maar tegelijk ook haalbare afzet en toepassing van dierlijke mest een actueel thema en bron van bezorgdheden en uitdagingen blijft vormen in de Vlaamse land- en tuinbouw, behoeft geen verdere uitleg. Mestverwerking en export lijken vaak de weg van de minste weerstand.

Toch zijn dit niet alleen probleemstromen met een potentieel grote milieu-impact; het zijn vaak ook producten met waarde in de context van behoud van bodemkwaliteit en organische stof-aanvoer. Maar hoe die kansen optimaal benutten?

In dit onderzoek werd gefocust op mogelijke optimalisatie van opslag en behandeling van kippenmest en vaste rundermest via compostering. We onderzoeken de hypothese of boerderijcompostering of inkuilen kansen bieden om de kwaliteit van kippenmest en vaste rundermest te verbeteren. En of dat interessant is voor de landbouwer en voor het milieu. We focussen vooral op de resultaten van het onderzoek met kippenmest; wat betreft de runderstalmest verschijnt binnenkort een afzonderlijk rapport (Viaene et al., in voorbereiding).

Dit artikel is gebaseerd op:

- Optimale aanwending van biologische mest voor een gezond biologisch gewas: Eindrapport (Reubens et al. 2013)
- Rapport Optimanure (Viaene et al., in voorbereiding)

14.1.1 Kippenmest en opportuniteiten compostering

Onbehandelde kippenmest is vaak van wisselende kwaliteit, afhankelijk van ondermeer het staltype, de plek in de stal waar de mest vandaan komt, de opslagwijze en –periode, maar ook het kippenvoer en/of de verdere behandeling van de mest via bv. mengen, drogen of pelleteren. Kippenmest heeft bovendien een hoge fosforinhoud in vergelijking tot de aanwezige stikstof (lage N/P-verhouding). Dat alles maakt deze mest voor akker- en tuinbouwers in Vlaanderen doorgaans weinig aantrekkelijk gezien de fosfaatbeperkingen vanuit de regelgeving (MAP), waardoor de fosforinhoud van de mest in de nabije toekomst nog meer beperkend wordt voor de mestgift. Ook op het kippenbedrijf zelf kan

de kippenmest vaak niet ingezet worden omwille van het weinig grondgebonden karakter ervan.

Het betrekken van kippenmest in de compostering kan resulteren in de ontwikkeling van een minder agressieve, trager werkende en beter te doseren meststof met een betere N/P verhouding en een biologisch gunstige samenstelling.

14.1.2 Runderstalmest en opportuniteiten compostering en inkuilen

In 2005 schatte het departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE) de hoeveelheid runderstalmest in externe mestopslag in Vlaanderen op 2.078.075 m³ (LNE, 2006). Het recent ingevoerde verbod van opslag van vaste mest op de kopakker in de periode van 15 november tot en met 15 januari en een maximale opslagduur van één maand op landbouwgrond buiten die periode, zorgt voor de nodige uitdagingen bij vleesveehouderijen, melkveebedrijven met potstal en akkerbouwers/groentetelers die mest tot in de winterperiode lieten aanvoeren om in het voorjaar (april/mei) op hun akkers uit te rijden. De veehouders zullen genoodzaakt worden om te investeren in een mestopslag op het bedrijf. VLAREM geeft aan dat de opslagplaats op het bedrijf aan enkele milieueisen moet voldoen: de vloer moet vloeistofdicht zijn, langs drie zijden moet ze omgeven zijn door mestdichte wanden van voldoende hoogte en de vierde zijde moet dermate aangelegd zijn dat afspoeling van mestsappen niet mogelijk is. Ervaringen in bestaande mestopslagruimtes geven aan dat door interne verhitting de mest in de bovenste zone vaak te droog wordt en er mogelijks veel stikstof vervluchtigt, waardoor de mestkwaliteit daalt. Verliezen van 20-40% stikstof (voornamelijk gasvormig) worden gerapporteerd (Eghball et al., 1997). De wettelijk opgelegde eisen zullen dus niet zomaar tot lagere stikstofverliezen leiden. Volgens LNE is vaste rundermest bovendien verantwoordelijk voor 35% van de totale broeikasgasemissie (methaan en lachgas) van externe mestopslag in Vlaanderen (LNE, 2006). De bijdrage van runderstalmest tot de lachgasemissies is hierbij het belangrijkst (> 85%) (LNE, 2006). Onderin zit los gestorte mest vaak te nat waardoor rotting en nutriëntenverliezen met sapverlies optreden.

Door omzetten van deze mest zouden nutriëntenverliezen kunnen beperkt worden en een langere opslagduur op de kopakker kunnen toegelaten worden. Composteren van de mest wordt op dit moment niet afzonderlijk behandeld in het MAP; wetenschappelijke onderbouwing zou hier verandering in kunnen brengen. Er zijn namelijk twee factoren die er toe leiden dat het risico op uitloging beperkt kan worden wanneer de stalmest gecomposteerd wordt: (1) de vorm van de ril, die zodanig is dat het water er mooi kan aflopen nadat zich een dunne korst heeft gevormd (deze korst reduceert ook de emissies); dit in tegenstelling tot de grillige vorm van een hoop ruwe stalmest waar water meer zal infiltreren; (2) het composteringsproces zelf waarbij stikstof wordt vastgelegd in de biomassa van micro-organismen (Hellebrand & Kalk, 2000). Het loont bijgevolg de moeite om extensieve compostering (tweetal keer omzetten) van stalmest op een kopakker te vergelijken met eenvoudig los gestorte mest op de kopakker en dit op vlak van onder meer risico op uitloging, gasvormige verliezen, kwaliteit, etc. Ook de vergelijking van dergelijke extensieve compostering op de kopakker versus op een vloeistofdichte ondergrond is relevant.

14.1.3 Dikke fractie runderdrijfmest

Het scheiden van melkveemest gebeurt nauwelijks in Vlaanderen, maar de belangstelling groeit. De quotabeperking (op melkproductie) valt weg vanaf 1 april 2015 waardoor bedrijven kunnen uitbreiden en dus meer nood aan mestafzet zullen hebben. Het uitrijden van drijfmest zorgt ook vaak voor problemen met plantenziekten op intensief bewerkte gronden (bv. groentestreken zoals Roeselare). Onderzoek naar de behandeling (beluchten, toevoegen van preparaten, die micro-organismen bevatten of de microbiële activiteit stimuleren, ...) van drijfmest, dringt zich dan ook op. Het composteren van drijfmest zal echter zeer veel structuurmateriaal vereisen. Een optie is om de drijfmest te injecteren bij compostering van te droge stalmest (bv. van paarden) (persoonlijke communicatie Menart, 2013). Wanneer de mest eerst wordt gescheiden ontstaan fracties waarvan de samenstelling landbouwkundig en milieukundig beter aansluiten bij de behoefte van specifieke gewassen en sectoren. Door het fosfaat te concentreren in de dikke fractie kan het volume af te voeren mest verminderen, wat de kosten voor transport en mestverwerking beperkt. Doordat de meeste fosfor niet meer in de dunne fractie aanwezig is, is fosfor geen beperkende factor meer en zou meer dunne fractie kunnen uitgevoerd worden in vergelijking met drijfmest. De dikke fractie bevat meer organische stof dan de dunne fractie. De dikke fractie bevat ook meer fosfor (Schröder et al., 2010), hetgeen de afzetmogelijkheden op Vlaamse land- en tuinbouwgrond bemoeilijkt en de interesse in dit product binnen Vlaanderen dus beperkt. De uitdaging bestaat er dus in deze dikke fractie op de meest geschikte manier te behandelen om (1) de kwaliteit te optimaliseren, (2) verliezen bij opslag te minimaliseren, (3) de toepassing of afzet economisch interessant te maken en (4) een evenwicht te vinden bij toepassing van deze producten tussen opbouw/behoud van koolstof in de bodem, en het beperken van de fosforverliezen. Net zoals bij de stalmest loont het dus de moeite om composterings- en inkuilopties voor deze dikke fractie verder te bestuderen.

14.2 Proefopzet kippenmest in de compost

De composteringsproeven met kippenmest vonden plaats in het kader van het project "*Optimale aanwending van biologische mest van kippen en herkauwers voor een gezond biologisch gewas*" (Reubens et al. 2013). Dit project, gefinancierd door de Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling (ADLO), vertrok van uitdagingen op vlak van bodemvruchtbaarheid en het lokaal sluiten van kringlopen binnen de Vlaamse biologische landbouw. De vraag werd gesteld of een behandeling van de mest via compostering voorafgaand aan het gebruik ervan de kwaliteit kan verbeteren. Naast compostering op ril, werden diverse alternatieve technieken uitgetest die eerder te omschrijven zijn als een opmenging van kippenmest met compost. Ze vonden plaats zowel op het individuele bedrijf als onder de vorm van centrale bewerking. In Box 1 wordt een overzicht gegeven van de verschillende uitgevoerde proeven. Enkel de eerste twee proeven worden hier voorgesteld; van de andere proeven beperken we ons tot een weergave van de voornaamste conclusies. Voor een gedetailleerde beschrijving en weergave van de resultaten wordt verwezen naar het eindrapport van dit project (Reubens et al. 2013).

Box 1. Overzicht composteringsproeven kippenmest

- Proef 1. Compostering op ril. Effect van verschillende plantaardige uitgangsmaterialen
- Proef 2. Compostering op ril. Effect van verschillende doses kippenmest
- Proef 3. Compost in de loopstal als vangsubstraat
- Proef 4. Stockage van kippenmest in de compost
- Proef 5. Centrale compostering op een verwerkingsbedrijf

Deze eerste twee proeven met kippenmest bestonden uit een compostering op ril samen met plantaardige restproducten. Daarbij onderzochten we de effecten op het composteringsproces, de massabalans en de kwaliteit van het eindproduct van (1) verschillen qua samenstelling in uitgangsmateriaal en (2) verschillen in aandeel kippenmest. Ook praktische haalbaarheid en toepassingsgemak werden in beschouwing genomen.

Vertrekpunt van de eerste proef is de uitdaging in de praktijk om geschikt uitgangsmateriaal te vinden. De vraag stelt zich of minder makkelijk beschikbare stromen zoals houtschors effectief een meerwaarde bieden voor de compostering.

Vertrekpunt van de tweede proef is de voorkeur om een zo groot mogelijk aandeel mest in de compost te verwerken, om de praktijk betekenisvol te maken op bedrijfsniveau. De vraag stelt zich wat de bovengrens is voor een goed composteringsverloop en een kwaliteitsvolle compost.

In de eerste proef (najaar 2010) werden drie verschillende objecten vergeleken. Het mengsel voor elk van die objecten bestond uit een basis van (zuivere) kippenmest (zonder strooisel), tarwestro en vers grasmaaisel, waar voor de verschillende hopen houtschors, graszaadhooi of een mengsel van graszaadhooi en compost bijgemengd werd (Tabel 1).

Tabel 1: Vooropgestelde samenstelling (vol%) van de drie compostobjecten in kippenmest proef 1

Object	kippenmest	tarwestro	grasmaaisel	houtschors	graszaadstro	compost
A	10%	30%	15%	-	25%	20%
B	7,5%	30%	20%	42,5%	-	-
C	7,5%	30%	20%	-	42,5%	-

In de tweede proef (voorjaar 2011) werden opnieuw drie objecten vergeleken. Het mengsel voor elk van die objecten bestond uit een basis van tarwestro, houtschors, houtsnippers, graszaadhooi en vers grasmaaisel, waar voor de verschillende hopen een procentueel verschillende dosis (zuivere) kippenmest bijgemengd werd (Tabel 2). De

keuze voor en verhouding tussen de plantaardige materialen is gebaseerd op de bevindingen van de eerste composteringsproef.

De proporties zijn telkens zodanig opgesteld dat een gunstige C/N-verhouding (streefwaarde 30) bekomen werd bij aanvang van de compostering.

Tabel 2: Samenstelling (vol.%) van de drie compostobjecten in kippenmest proef 2

Object	kippenmest	tarwestro	grasmaaisel	houtschors	houtsnippers	graszaadhooi
D	10%	15%	21%	27%	18%	9%
E	17%	12%	17%	27%	18%	9%
F	20%	13%	13%	27%	18%	9%

14.2.1 Verloop

De compostering liep telkens over een periode van ruim twee maanden. De objecten werden opgezet op een ril van 15-20 m lang en 2 à 3 m breed, met behulp van een verreiker en mestkar (Figuur 1). Het keren gebeurde met een compostkeerder type Sandberger ST300. Kort na opzet werden de hopen afgedekt met compostdoek, om te voorkomen dat ze te nat werden bij intense regenval. Noodzaak om te keren werd bepaald op basis van het temperatuursverloop en CO_2-metingen. Watergift, afgestemd op het vochtgehalte van het mengsel, gebeurde met behulp van een druppelirrigatie-systeem.

De weersomstandigheden in het najaar van 2010 (tijdens proef 1) werden gekenmerkt door intensieve regen, vorst en sneeuwval. In schril contrast tot de weersomstandigheden tijdens de eerste proef, werd de periode voor de tweede proef gekenmerkt door sterk uitdrogende omstandigheden. Het voorjaar van 2011 was dan ook extreem droog: de totale neerslaghoeveelheid tussen 18 februari en 9 mei bedroeg bij benadering slechts 59 mm (bron: KMI; ILVO, weerstation Melle).

Figuur 1: Opzet proef 1 (links) en proef 2 (rechts)

14.2.2 Resultaten en discussie

Kwaliteit compostproducten proef 1

Het composteringsproces tijdens de eerste proef kende voor de drie objecten een normaal verloop, met een duidelijke piek in activiteit gedurende de eerste veertien dagen. Vooral de compostering van objecten A en C verliep zeer gelijkaardig, daar waar object B langere tijd actief bleef. De aanwezigheid van houtschors als “bruin materiaal” vormt daar de verklaring voor: dit heeft de hoop luchtiger gemaakt en zorgde voor een continue aanvoer van vrij reactieve koolstof.

Ondanks het gebruik van compostdoek, waren de drie compostproducten op het einde van de proef erg kleverig en nat. Wellicht is het dikke pak sneeuw, dat een tijd op de doeken lag, geleidelijk gesmolten en door de doeken gedrongen. Door de meer luchtige structuur kon object B iets vlotter uitdrogen.

De voornaamste resultaten van de kwaliteitsbepalingen op elk van de eindproducten zijn weergegeven in Tabel 3.

De gemeten NO_3^-N- en NH_4^+-N-gehaltes alsook de oxitop-bepaling wijzen erop dat alle producten na afloop van de proef een voldoende stabiliteit en zekere rijping vertoonden. Ook de C/N-verhouding zat voor alle producten goed (12 à 15) op het einde van de proef. De concentraties voor zware metalen bleven overal onder de wettelijke maximumnorm.

Tabel 3: Analyseresultaten bij afloop van de composteringsproef, met weergave van samenstelling van de zuivere kippenmest, een gemiddelde groencompost en een gemiddelde GFT-compost als referenties (Bokhorst & ter Berg 2001) (gemiddelde ± standaarddeviatie)

Variabele	Object A	Object B	Object C	Groencompost	GFT-compost	Kippenmest
pH-H_2O (-)	8,56 ± 0,14	8,59 ± 0,06	8,31 ± 0,05	*8,35*		
EC (µS/cm)	3385 ± 323	945 ± 109	2453 ± 217	*1000*		
NO_3-N (mg/l)	114 ± 15	40,5 ± 9,01	57,4 ± 24,05	*59*		
NH_4-N (mg/l)	45,83 ± 53,64	<5	15,45 ± 22,90	*83*		
NO_3/NH_4 (-)	>1	>1	>1			
OS (%/DS)	36,8 ± 0,2	51,0 ± 2,7	30,8 ± 1,8	*34*	*37*	43 ± 2
Oxitop (mmol/kg OS/uur)	7,20 ± 1,26	4,05 ± 0,81	11,05 ± 0,64			
DS (%)	37,5 ± 1,5	34,5 ± 0,6	36,0 ± 1,9	*59*	*70*	63 ± 1
vol. gewicht (g/l vers)	544 ± 15	568 ± 4	553 ± 11	*725*	*800*	533 ± 20
Cd (mg/kg DS)	0,72 ± 0,06	1,14 ± 0,07	0,35 ± 0,08	*0,7*		0,31 ± 0,01
Cr (mg/kg DS)	14,18 ± 2,81	8,15 ± 0,84	8,35 ± 4,22	*17*		5,18 ± 0,34
Cu (mg/kg DS)	52,14 ± 2,14	33,26 ± 1,63	31,38 ± 17,31	*30*		64 ± 3
Pb (mg/kg DS)	9,03 ± 1,75	9,53 ± 0,43	8,63 ± 2,37	*44*		4,68 ± 0,53
Ni (mg/kg DS)	11,05 ± 8,91	9,93 ± 6,88	9,7 ± 8,88	*9*		6,75 ± 0,13
Zn (mg/kg DS)	341 ± 7	280 ± 30	303 ± 54	*150*		244 ± 209
Mn (mg/kg DS)	489 ± 47	231 ± 10	339 ± 77	*341*		225 ± 135
C/N (-)	10,40 ± 0,68	17,68 ± 2,94	10,88 ± 1,35	*16*	*12*	8,25 ± 0,75
N/P (-)	1,64 ± 0,21	2,23 ± 0,64	1,42 ± 0,24	*4,7*	*4,2*	1,94 ± 0,56
C/P (-)	17,19 ± 1,81	38,35 ± 4,86	15,38 ± 1,22	*78*	*50*	15,87 ± 3,28
N_{tot} (kg/ton DS)	19,65 ± 1,23	16,38 ± 2,75	15,90 ± 1,92	*11*	*18*	29,03 ± 3,52
N_{min} (kg/ton DS)	0,78 ± 0,25	0,22 ± 0,04	0,36 ± 0,02	*0,37*	*1,00*	
P_2O_5 (kg/ton DS)	27,70 ± 2,88	17,29 ± 2,49	25,79 ± 1,83	*4,9*	*9,6*	35,53 ± 5,94
K_2O (kg/ton DS)	34,35 ± 2,75	14,24 ± 0,47	31,29 ± 7,47	*10*	*14*	19,87 ± 7,96
Na_2O (kg/ton DS)	4,09 ± 0,41	1,80 ± 0,10	3,20 ± 0,23			2,76 ± 2,46
CaO (kg/ton DS)	96,06 ± 1,53	71,34 ± 1,94	84,83 ± 13,29	*28*	*35*	56,02 ± 54,81
MgO (kg/ton DS)	12,12 ± 0,48	7,95 ± 0,23	10,04 ± 0,38	*5*	*7*	5,39 ± 3,13

Eén eindproduct, object B met houtschors, sprong er echter duidelijk uit. Verschillen uitten zich ondermeer op vlak van hogere stabiliteit, hogere C/N-verhouding, hogere stikstof/fosfor- (N/P) en koolstof/fosfor- (C/P) verhouding, en lagere fosfaatinhoud. Die relatief lagere fosfaatinhoud en hogere N/P-verhouding is interessant in het kader van MAP. Gezien de strengere fosfaatnormen wordt gestreefd naar een product met een relatief lage fosfor- en relatief hoge stikstof- en organische stofinhoud.

Wat stabiliteit betreft, wijst niet alleen de lagere oxitop-waarde maar ook het lage NH_4-gehalte op een relatief betere stabiliteit van product B. Producten A en C zijn min of meer op één lijn te plaatsen, met uitzondering van de nutriëntenconcentraties: die lagen voor A een stuk hoger, door het toevoegen van compost. Beide producten zijn door een kleinere hoeveelheid structuurmateriaal sneller ingezakt. Door die compactie is de beluchting en zodoende de omzetting wellicht minder gunstig verlopen dan bij object B.

In vergelijking met typische waarden voor groencompost vallen bij deze compostproducten met kippenmest de relatief hogere nutriëntenconcentraties (bv. voor N, P, K, Ca, Mg) op. De N/P- en C/P-verhoudingen zijn echter relatief laag, wat te wijten is aan de hoge fosfaatinhoud van de toegevoegde kippenmest.

In vergelijking met de zuivere kippenmest zien we bij de compostproducten ondermeer een hogere concentratie van een aantal elementen (K, Ca, Mg, zware metalen) en een hogere C/N-verhouding. Opvallend is dat enkel bij het object met houtschors de N/P-verhouding effectief verbeterd is (hoger is geworden). Anderzijds is het wel waarschijnlijk dat ook in objecten A en C een substantiële vastlegging van N in microbiële biomassa plaatsvond, hetgeen het risico op toekomstige stikstofverliezen potentieel inperkt.

Kwaliteit compostproducten proef 2

Het composteringsproces tijdens de tweede proef verliep voor de drie objecten heel vlot en hield lange tijd aan. Het proces was echter ook erg arbeidsintensief, gezien de grote behoefte aan bewatering en dus ook de noodzaak om het materiaal regelmatig om te zetten. Van een duidelijke piek, een sterk stijgende of sterk dalende trend in temperatuur en activiteit, was geen sprake en verschillen tussen de objecten waren er op dat vlak ook nauwelijks. De gemiddelde temperatuur gedurende de ganse periode lag voor alle objecten rond de 50 °C, maar kende wel een sterke fluctuatie, schommelend tussen 16 °C (bij tijdelijke uitdroging) en 70 °C als extreme waardes. De voornaamste resultaten van de kwaliteitsbepalingen op de eindproducten zijn weergegeven in Tabel 4.

De gemeten NO_3^--N- en NH_4^+-N-gehaltes alsook de oxitop-bepaling wijzen erop dat alle producten na afloop van de proef een voldoende stabiliteit en zekere rijping vertoonden. Hoewel de verschillen relatief klein zijn, springt de compost van object E er uit als meest stabiel product (laagste oxitop-waarde). Ook een aantal andere variabelen, zoals het hoogste NO_3^--N-gehalte, wijzen er op dat dit product, met de middelste dosis kippenmest, verst gevorderd was in het composteringsproces.

De compost van object D, met de laagste dosis kippenmest, had de hoogste C/N-verhouding op het einde van de proef. Met uitzondering van de cadmiumconcentratie (met name afkomstig van de houtschors en –snippers) en de zinkconcentratie van

producten E en F (met name afkomstig van de gebruikte kippenmest), bleven de concentraties voor zware metalen onder de wettelijke maximumnorm.

Tabel 4: Analyseresultaten bij afloop van de composteringsproef, met weergave van samenstelling van de zuivere kippenmest als referentie (gemiddelde ± standaarddeviatie)

Variabele	Object D	Object E	Object F	Kippenmest
pH-H_2O (-)	8,7 ± 0,1	8,7 ± 0,1	8,6 ± 0,1	
EC (µS/cm)	801 ± 163	1404 ± 73	804 ± 151	
NO_3-N (mg/l)	17,8 en < 5	133,78 ± 21,99	43,38 ± 5,25	
NH_4-N (mg/l)	< 5	< 5	< 5	
NO_3/NH_4 (-)	> 1	> 1	> 1	
OS (%/DS)	65,1 ± 1,1	58,9 ± 1,9	55,9 ± 2,1	59,1 ± 0,6
Oxitop (mmol/kg OS/uur)	7,38 ± 0,79	4,88 ± 0,86	5,88 ± 2,05	
DS (%)	37,0 ± 0,3	42,1 ± 1,1	34,3 ± 0,5	49,9 ± 1,23
vol. gewicht (g/l vers)	502 ± 5	487 ± 7	642 ± 9	551 ± 6
Cd (mg/kg DS)	2,92 ± 0,17	2,44 ± 0,06	2,42 ± 0,15	0,30 ± 0,01
Cr (mg/kg DS)	11,13 ± 2,50	13,35 ± 1,91	17,35 ± 3,11	13,38 ± 1,04
Cu (mg/kg DS)	44,96 ± 2,20	65,91 ± 3,18	57,73 ± 3,37	83,97 ± 6,54
Pb (mg/kg DS)	11,35 ± 0,10	11,53 ± 0,92	10,70 ± 0,14	5,4 ± 0,29
Ni (mg/kg DS)	6,18 ± 0,29	14,90 ± 7,00	10,10 ± 3,95	10,03 ± 0,36
Zn (mg/kg DS)	372 ± 16	513 ± 31	456 ± 23	589 ± 21
Mn (mg/kg DS)	340 ± 53	426 ± 32	512 ± 89	469 ± 9
C/N (-)	18,45 ± 0,35	14,78 ± 0,89	15,98 ± 1,51	9,43 ± 0,22
N/P (-)	2,04 ± 0,10	1,67 ± 0,18	1,63 ± 0,09	2,48 ± 0,02
C/P (-)	37,99 ± 1,69	24,88 ± 3,93	26,12 ± 2,24	23,52 ± 0,80
N_{tot} (kg/ton DS)	19,58 ± 0,34	22,23 ± 0,70	19,53 ± 1,17	34,88 ± 0,75
N_{min} (kg/ton DS)	0,09 ± 0,05	0,67 ± 0,10	0,21 ± 0,02	
P_2O_5 (kg/ton DS)	22,01 ± 1,27	30,84 ± 4,08	27,57 ± 1,85	32,24 ± 0,97
K_2O (kg/ton DS)	20,08 ± 0,63	24,64 ± 0,81	17,09 ± 1,01	29,67 ± 1,07
CaO (kg/ton DS)	74,04 ± 3,04	103,43 ± 7,03	103,12 ± 2,60	121,12 ± 6,69
MgO (kg/ton DS)	8,18 ± 0,27	10,4 ± 0,59	9,66 ± 0,45	12,12 ± 0,72

In vergelijking met typische waarden voor groencompost, vallen bij deze compostproducten met kippenmest, net als in de eerste composteringsproef, de relatief hogere nutriëntenconcentraties (bv. voor N, P, K, Ca, Mg) op. De N/P- en C/P-verhoudingen zijn echter relatief laag, wat te wijten is aan de hoge fosfaatinhoud van de toegevoegde kippenmest. Object D met de laagste dosering kippenmest haalt op dat vlak dan ook de beste scores.

14.2.3 Conclusies van de kleinschalige compostering

De resultaten van de eerste proef bevestigen dat voor een compostering van kippenmest met plantaardige reststromen de aanwezigheid van een component als houtschors van groot belang is. Houtschors is kwalitatief een interessant product (interessanter dan bv. graszaadhooi) in functie van een goede lucht- en waterhuishouding tijdens de compostering en voor het bekomen van een waardevol eindproduct op vlak van nutriëntenverhouding, stabiele organische stof-inhoud en strooibaarheid. Beschikbaarheid en prijs van houtschors vormen echter een belangrijk knelpunt, aangezien houtschors vaak gebruikt wordt als afdekmateriaal in tuinaanleg. Houtsnippers kunnen eventueel lokaal gewonnen worden (bv. bij beheerswerken) en vormen in dat

opzicht wellicht een interessant alternatief. Door hout te snipperen, waarbij het vervezeld wordt, benadert men meer de kwaliteit van een schorsproduct.

De tweede proef geeft aan dat het gebruik van houtsnippers, in combinatie met houtschors, een goede structuur en luchthuishouding garandeert en een evenwichtige en langdurige koolstofbron vormt, waardoor een gelijkmatig composteringsproces mogelijk is.

Compostering met de hogere doses kippenmest maakt het proces intensiever, hetgeen duidelijk weerspiegeld wordt in het temperatuursverloop. Een aandeel kippenmest van 15 vol% vormt bij kleinschalige compostering de bovengrens waarboven met name het verlies aan stikstof te hoog ligt. Gezien het grotere risico op stikstofverliezen en de aanzienlijke tijds- en arbeidsinvestering bij dergelijke intensieve compostering, kan men zich vragen stellen bij de energie- en nutriënteneffici ëntie van een compostering met hogere doses kippenmest.

Dergelijke compostering op ril biedt dus slechts mogelijkheden om relatief kleine hoeveelheden kippenmest te “upgraden”. Voor grotere hoeveelheden, dienen alternatieve pistes verkend te worden. Twee pistes wordt hierna voorgesteld.

14.2.4 Compost in de loopstal van leghennen

In deze proef werd een laag groencompost aangebracht in de scharrelruimte van een kippenstal, die moet dienen als een soort opvang of buffer voor de geproduceerde kippenmest. Uitgangspunt is dat het eindproduct na afvoer uit de stal bij toepassing op de akker een meerwaarde heeft in vergelijking met zuivere kippenmest of zuivere groencompost, onder meer door de respectievelijk hogere koolstof- en stikstofinhoud. Terzelfdertijd kan het een oplossing bieden voor de weinig grondgebonden pluimveehouderij, die op heden de zuivere mest nog moeilijk aan de man kan brengen. Het concept is gebaseerd op gelijkaardige projecten met rundvee (Aarts, 2011).

Het compostsubstraat werd regelmatig bevochtigd met een opgehangen sproeisysteem om te vermijden dat het te fel uitdroogde en dat teveel stof aan de kippen bleef kleven. Met een kleine cultivator werd het substraat regelmatig opengetrokken: zodoende werd de mest die bovenop de compost kwam te liggen beter ingemengd, het materiaal homogener verdeeld over de ganse ruimte, en het scharrelen van de kippen opnieuw gestimuleerd. Na vier maanden werden beperkte giften gehakseld stro toegevoegd als koolstofbron; na 5,5 maanden werd het substraat uit de stal verwijderd en als meststof gebruikt.

Het aanbrengen van groencompost in de scharrelruimte van een kippenstal blijkt een systeem met heel wat potentie. Opzet en opvolging van de ganse proef kostten de kippenhouder ongeveer 40 uur extra arbeidstijd. Een kleine tractor en cultivator, een minilader (bobcat) en een stalsysteem waarbij men gemakkelijk in en uit de stal kan rijden, zijn vereist om het geheel werkbaar te houden.

Tegenover die inspanning zijn de onmiskenbare voordelen:

- Het verkrijgen van een interessant en nutriëntenrijk product met vele toepassingsmogelijkheden en verhoogde kans op vlotte afzet;
- Het brongericht, duurzaam en relatief goedkoop beperken van stikstofverliezen in de stal, hetgeen aansluit bij het ecologisch ideaal van de bio-pluimveehouderij en steeds de voorkeur verdient ten opzichte van een 'end of the pipe'-oplossing zoals met luchtwassers;
- De betere luchtkwaliteit (lager ammoniakgehalte) in de stal.

14.2.5 Centrale behandeling van kippenmest op een verwerkingsbedrijf

Met deze praktijkproef werden op een mestverwerkend bedrijf de mogelijkheden nagegaan van een mestbewerking via centrale "compostering". Een mengsel van kippenmest, fijngezeefde groencompost en paardenmest, goed voor respectievelijk 73.5%, 21% en 5.5% van het vers gewicht, werd in een gesloten tunnel geplaatst. In die tunnel wordt van onder uit in de hoop lucht geblazen. De ammoniakale stikstof in de lucht wordt via luchtwassers voortdurend gerecycleerd. De hoofddoelstelling van de verblijfstijd in de tunnels is een hygiënisatie: het mengsel warmt geleidelijk op en wordt gedurende een 10-tal uren boven de 70 °C gehouden, om bepaalde pathogenen (bv. *Clostridium, Salmonella*) af te doden. Daarna werd het mengsel nog 5 dagen in de tunnel bewaard voor geleidelijke afkoeling (tot ongeveer 50 °C). Tenslotte werd het in een grote hal opgeslagen, waar het verder kon stabiliseren tot uiteindelijke afzet bij de afnemer.

Dergelijke mestbewerking via centrale behandeling in gesloten tunnels blijkt een manier zijn om grotere hoeveelheden kippenmest, eventueel samen met andere mestfracties, om te vormen tot een gehygiëniseerd en qua samenstelling interessanter product voor afzet binnen de Vlaamse landbouw. Technisch is dit haalbaar en naargelang de behoefte kan de samenstelling van het eindproduct relatief eenvoudig bijgestuurd worden. Toch zijn er een aantal cruciale aandachtspunten, waarvan beschikbaarheid van voldoende uitgangsmateriaal op het juiste moment, traceerbaarheid van de biologische materialen en economische rendabiliteit wellicht de voornaamste zijn.

14.2.6 Fosforbeschikbaarheid

Omdat de geteste producten rijk waren aan fosfor, werd de fosforbeschikbaarheid verder getest. De binding met calcium bleek een belangrijke factor voor het bepalen van de fosfor-binding en de fosfor-beschikbaarheid in de composten, de compost na gebruik als strooisel, de kippenmest die in een 50/50 gewichtsverhouding met groencompost gemengd en gestockeerd werd, en de centraal behandelde kippenmest. De P-beschikbaarheid werd ook beïnvloed door de zuurstoftoestand in de geteste producten: de beschikbaarheid van P steeg sterk bij anaerobe omstandigheden. Ten slotte werd ook getest wat het effect was van het mengen van kippenmestcompost met biochar. De biochar was geproduceerd op basis van houtig materiaal en had een hoge C/P-verhouding van 150. Het mengen van 10% biochar op verse stofbasis in de compost resulteerde in een duidelijke afname van de P-beschikbaarheid in de compost; dit blijkt ook een mogelijkheid om het risico op P-verliezen kort na uitrijden van de compost te verminderen (Vandecasteele et al., 2014).

14.2.7 Conclusie

Het betrekken van kippenmest in een compostering kan resulteren in de ontwikkeling van een minder zoute, trager werkende en beter te doseren meststof met een hogere N/P verhouding, rijker aan koolstof en met een hogere biodiversiteit dan de zuivere mest. Met andere woorden: een kwaliteitsproduct dat zijn afzet kan vinden in de (biologische) tuin- en akkerbouw, zowel omwille van zijn bodemverbeterende als van zijn plantenvoedende eigenschappen.

Naast de kwalitatieve dimensie dienen wat deze praktijken betreft ook technische haalbaarheid, beschikbaarheid van uitgangsmaterialen en economische rendabiliteit beschouwd te worden. Aan kwaliteit hangt doorgaans een kostenplaatje vast op korte termijn, hoewel ook verwacht wordt dat dit vaak op langere termijn een waardevolle investering kan zijn. Mits centrale organisatie en goede samenwerking en afspraken tussen producent en afnemer zijn er potentieel zeker interessante toepassingsmogelijkheden.

14.3 Proefopzet vaste rundermest

In het voorjaar van 2014 vond op de composteersite van ILVO een proef plaats met als doel de uitwerking van verschillende pistes voor de verwerking en toepassing van runderstalmest en dikke fractie van runderdrijfmest na scheiding, geschikt voor specifieke bedrijfssituaties. Daarbij werd gezocht naar reststromen en toeslagstoffen, geschikt om op te mengen met deze vaste mesttypes, en naar de composterings- of inkuiltechniek die de beste resultaten geeft. Via composteer- en inkuilproeven werd nagegaan hoe kwaliteit verhoogd en nutriëntenverliezen verminderd kunnen worden bij de opslag en bewerking van vaste rundermest. Verschillende inkuilemmers en rillen (langwerpige hopen) voor compostering en inkuiling werden opgezet waarbij de mest al dan niet bijgemengd werd met andere (plantaardige) stromen of additieven. Door de bijmenging van stromen met een hogere koolstof/fosfor (C/P) verhouding dan de vaste mest onderzochten we of het eindproduct een (nog) hogere gebruikswaarde kan hebben voor de landbouw. Voor de additieven (clinoptiloliet en effectieve micro-organismen (EM)) werd nagegaan of deze in staat zijn de nutriëntenverliezen tijdens het proces te reduceren. Clinoptiloliet is het meest voorkomende natuurlijke zeoliet ter wereld, en wordt in de landbouw ingezet omwille van zijn grote affiniteit voor NH_4^+-ionen, waardoor stikstofverliezen tijdens het composteringsproces gereduceerd zouden kunnen worden. Effectieve micro-organismen (EM) zijn een combinatie van nuttige, opbouwende micro-organismen zoals melkzuurbacteriën, gisten, actinomyceten, fotosynthetiserende bacteriën en schimmels die vrij in de natuur voorkomen. De combinatie van deze aerobe en anaerobe micro-organismen heeft als doel om de gunstige micro-organismen te stimuleren en zo het composteer- of fermentatieproces te optimaliseren.

Tabel 5 toont de verschillende behandelingen met stalmest en dikke fractie van runderdrijfmest. De compostbehandelingen werden op praktijkschaal uitgevoerd, zowel op de kopakker als op beton, terwijl voor de inkuilbehandelingen zowel op praktijk- als laboschaal (met inkuil-emmers) gewerkt werd.

De compostbehandelingen met stalmest variëren in:

- Locatie (kopakker versus beton)
- Behandelingsproces (composteren, geen behandeling)

De inkuilbehandelingen met stalmest variëren in:

- Schaalgrootte: praktijkschaal of inkuilemmers
- Al dan niet toedienen van effectieve micro-organismen (EM)

De compost/inkuilbehandelingen met dikke fractie variëren in:

- Samenstelling (puur versus bijmengen met andere stromen en/of additieven)

Effecten op het composteringsproces, de massabalans en de kwaliteit van het eindproduct werden onderzocht. Bij de vergelijking van de verschillende behandelingen werden volgende vragen gesteld:

- Zijn er verschillen in nutriëntenverliezen naar bodem/lucht?
- Zijn er verschillen in procesverloop?
- Zijn er verschillen in kwaliteit van de eindproducten?

Tabel 5: Overzicht behandelingen bij de proefopzet rond het composteren en inkuilen van stalmest en dikke fractie

		Behandeling
Zonder doek	*Kopakker*	Onbehandelde runderstalmest
		Compostering runderstalmest
Compostering (met doek)	*Beton*	Compostering runderstalmest
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet
Inkuilen	*Praktijkschaal (beton)*	Runderstalmest + EM*
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM*
	Laboschaal (inkuil-emmers)	Runderstalmest
		Dikke fractie runderdrijfmest
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras
		Dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest
		Dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet
		Dikke fractie runderdrijfmest + EM*
		Runderstalmest + EM*
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM*

*EM = Effectieve micro-organismen

14.3.1 Proefopzet

De compostering op praktijkschaal liep over een periode van twee maanden (16 april tot 17 juni 2014). De objecten werden met behulp van een verreiker en mestkar opgezet op een ril van 8 m lang, 3 m breed en 1 m hoog. Het keren gebeurde met een compostkeerder type TG 301 (Gujer Innotec AG; Figuur 2). Tabel 6 geeft een overzicht van de samenstelling van de hopen. Kort na opzet werden de hopen afgedekt met een compostdoek (behalve de onbehandelde stalmest op de kopakker), om te voorkomen dat ze te nat werden bij intense regenval. De noodzaak om te keren werd bepaald op basis van het temperatuurverloop en CO_2-metingen.

De inkuiling op praktijkschaal liep over dezelfde periode als de compostering. Ook hier werden de objecten met behulp van een verreiker en mestkar opgezet, waarna de hopen ingekort en aangedrukt werden. De hopen werden vervolgens afgedekt met kuil-folie en een compostdoek om ze luchtdicht te maken (Figuur 2). Bij aanvang van de proef waren de rillen ongeveer 8 m lang, 3 m breed en 1 m hoog.

Tijdens het vullen van de inkuilemmers werd met dezelfde verhoudingen gewerkt als voor de compost- en inkuilhopen het geval was (Tabel 6 en Figuur 3). Deze emmers werden, eens volledig gevuld, afgesloten. De proef met de inkuilemmers liep gelijktijdig met de proef op praktijkschaal.

Tabel 6: Samenstelling compost- en inkuilhopen bij aanvang van de proef (EM = effectieve micro-organismen; DF = dikke fractie van runderdrijfmest)

		Behandeling	Volume (m³)				
			Stalmest	DF	Stro	Gras	Totaal
Zonder doek	*Kopakker*	Onbehandelde runderstalmest	24				*24*
		Compostering runderstalmest	24				*24*
Compostering (met doek)	*Beton*	Compostering runderstalmest	24				*24*
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest		24			*24*
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras		16	4	4	*24*
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + runderstalmest	12	12			*24*
		Compostering dikke fractie runderdrijfmest + clinoptiloliet		24			*24*
Inkuilen	*Praktijkschaal (beton)*	Runderstalmest + EM		24			*24*
		Dikke fractie runderdrijfmest + stro + gras + EM		16	4	4	*24*

Figuur 2: Links: Keren van de ril met clinoptiloliet (wit); Rechts: Afgedekte, ingekuilde hopen

Figuur 3: Gevulde inkuilemmer

De resultaten van deze proef worden binnenkort gepubliceerd (Viaene et al., in voorbereiding). Enkele voorlopige resultaten worden hieronder weergegeven.

14.3.2 Bewerking van runderstalmest op praktijkschaal

Het *composteren* van stalmest ten opzichte van louter *stockage* leidde tot een droger eindproduct, te verklaren door het afdekken met een semipermeabele doek en het keren van de gecomposteerde hoop. Het *inkuilen* van stalmest + EM leidde tot een natter eindproduct in vergelijking met het composteren, te wijten aan de lagere temperaturen en het afdekken van de hoop met kuilfolie.

De stalmest *onbehandeld* laten of *composteren* leidde niet tot een verschillend organische stofgehalte; beide behandelingen vertoonden dus eenzelfde afbraakactiviteit. Het *inkuilen* daarentegen leidde tot een hoger organische stofgehalte aangezien er nauwelijks afbraak van organische stof plaatsvond.

Het *al dan niet composteren* van stalmest leidde niet tot een verschillend gehalte minerale N. Het *inkuilen* had wel een effect: er werd minder NO_3^--N en meer NH_4^+-N gemeten dan bij de onbehandelde/gecomposteerde hopen als gevolg van de anaerobe omstandigheden. *Stockage, composteren of inkuilen* had geen effect op de totale en plantbeschikbare P, de pH, de elektrische geleidbaarheid en de C/P-verhouding van de eindproducten met stalmest.

De behandelingen met runderstalmest vertoonden duidelijk de trend van een onstabiel (hoge C/N-verhouding, lage NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding) naar een stabiel product (lage C/N-verhouding, NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding > 1). Stalmest *composteren* op de kopakker resulteerde in een stabieler eindproduct dan wanneer deze *niet gecomposteerd* werd. Het *inkuilproduct* met stalmest vertoonde een veel lagere afbraakactiviteit dan de compost, wat resulteerde in een hogere C/N-verhouding en lagere NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding dan de gecomposteerde eindproducten.

De relatief kleine verschillen in kwaliteit tussen de gecomposteerde en onbehandelde stalmestobjecten kunnen eventueel verklaard worden door enerzijds het strorijke karakter van de stalmest, en de relatief kleine afmetingen van de objecten, waardoor de buitenste zone relatief groot is ten opzicht van het totale volume. Bij een grotere hoop gestockeerde stalmest is de kans groter op ongewenste effecten, die ook de kwaliteit negatief kunnen beïnvloeden. Dit kan er op wijzen dat de opslag van strorijke stalmest in relatief kleine hopen toch minder een probleem is.

Algemeen kan gesteld worden dat inkuilproducten potentieel hebben om gebruikt te worden als bodemverbeterend middel of meststof, omdat het materiaal rijk is aan organische stof en toelaat om de nutriënten te benutten. Tijdens het inkuilproces vond er weinig afbraak van organische stof plaats, waardoor na toepassing in de bodem nog veel organisch materiaal zal worden omgezet. Verder zullen inkuilproducten mogelijks na inwerking in de bodem initieel nutriënten uit de bodem vastleggen in plaats van de nutriënten uit het materiaal vrij te geven. Tot slot moet ook worden nagegaan wat het risico op emissies is na toediening.

14.3.3 Bewerking van dikke fractie van runderdrijfmest op praktijkschaal

Toevoegen van stro en gras of stalmest aan de dikke fractie leidde tot een droger eindproduct, te wijten aan de hogere temperatuurontwikkeling en dus grotere verdamping in deze hopen. Het *inkuilen* van dikke fractie met stro en gras leidde tot een natter product dan het *composteren* van deze materialen, aangezien bij het inkuilen geen sterke temperatuurstijging plaatsvond en de waterdamp ook niet kon ontsnappen door de kuilfolie.

Het toevoegen van stro en gras, clinoptiloliet of stalmest aan de dikke fractie had geen effect op het organische stofgehalte van de *composten*. Het *inkuilen* zorgde wel voor een hoger gehalte aan organische stof aangezien er weinig afbraak plaatsvond.

De NO_3^--N concentraties en de NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding in de *composten* werden gereduceerd wanneer stalmest of stro en gras werden toegevoegd aan de dikke fractie. Lagere NH_3-emissies bij de hoop waaraan clinoptiloliet werd toegediend wijzen erop dat clinoptiloliet mogelijk NH_4^+-N beter vasthoudt in de dikke fractie. De *kuil* met dikke fractie had een hogere C/N-verhouding en een lagere NO_3^--N/NH_4^+-N-verhouding dan de *gecomposteerde behandelingen*, hetgeen bevestigt dat er weinig afbraak plaatsvond. Net zoals bij de ingekuilde stalmest wijst dit erop dat het inkuilproduct nog verder zal afbreken wanneer het aan de bodem wordt toegediend.

Er was geen verschil in totale N, P, pH, elektrische geleidbaarheid en C/P in de verschillende behandelingen met dikke fractie. De relatief kleine verschillen in kwaliteit tussen de objecten met dikke fractie kunnen eventueel verklaard worden door het vezelrijke karakter van het product.

14.3.4 Bewerking van vaste mest op laboschaal (inkuilemmers)

Er werden weinig effecten vastgesteld van toediening van EM bij stalmest, en van toediening van EM, clinoptiloliet, stalmest, stro en gras, of stro en gras en EM bij de dikke fractie. Twee behandelingen werden zowel op praktijkschaal als op laboschaal uitgevoerd: stalmest + EM en dikke fractie + stro + gras + EM. Uit een vergelijking van de eindproducten blijkt dat, vooral voor de behandeling met stalmest, de gemeten parameters verschillen tussen de proef op labo- en de proef op praktijkschaal.

14.3.5 Conclusie

Om dit verhaal en de mogelijkheden van compostering of inkuilen correct te kunnen interpreteren, is het belangrijk ook naar de effecten (op bodemcondities, nutriëntenvrijstelling, gewasontwikkeling, ...) van de eindproducten bij toepassing te kijken. Aansluitend worden dan ook nog incubatie- en potproeven met deze producten uitgevoerd. De resultaten hiervan zullen binnenkort gepubliceerd worden (Viaene et al., in voorbereiding).

14.4 LITERATUURLIJST

Aarts A. Compoststal. www.compoststal.nl. Laatst geraadpleegd op 10-2014.

Bokhorst J., ter Berg C. (2001). Handboek mest en compost, behandelen, beoordelen en toepassen. Louis Bolk Instituut, Driebergen, Nederland. 292 p.

Eghball B., Power J.F., Gilley J.E. and Doran J.W. (1997). Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. Biological Systems Engineering: Papers and publications. Paper 130.

Hellebrand H.J., Kalk W.D. (2000). Emissions caused by manure composting. Agrartechnische Forschung, 6(2), 26-31.

LNE, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid (2006). Externe mestopslag: inventarisatie van opslagsystemen en bepaling van ammoniak-, lachgas- en methaanemissies uit deze systemen. 213p.

Reubens, B., Willekens, K., Beeckman, A., De Neve, S., Vandecasteele, B., Delanote, L. (2013). Optimale aanwending van biologische mest voor een gezond biologisch gewas : eindrapport. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek. 104 blz. (ILVO Mededeling).

Vandecasteele, B., Reubens, B., Willekens, K., De Neve, S. (2014). Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: effects of feedstock on P availability. Waste and Biomass Valorization 5, 491-503 (10.1007/s12649-013-9264-5)

Viaene, J., Nelissen, V., Reubens, B., Vandecasteele, B., Willekens, K. (in voorbereiding). Rapport Optimanure: Optimaliseren van de opslag en bewerking van vaste rundermest via compostering of inkuilen.

15 GeNeSys: Valorisatie van groene en bruine nevenstromen op het landbouwbedrijf

Viaene J.[1], Reubens B.[1], Willekens K.[1], Vandecasteele B.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

15.1 Het GeNeSys-project

ILVO voert volop onderzoek als antwoord op de maatschappelijke nood om voedselverliezen te vermijden, productiemiddelen efficiënter in te zetten en kringlopen zo goed mogelijk te sluiten. Veel restfracties in de dierlijke en plantaardige productie kunnen volgens de onderzoekers een toepassing met een hogere waarde krijgen dan vandaag het geval is. Na een eerste onderzoeksjaar in het ILVO-project GeNeSys (Gebruik van Nevenstromen als Systeeminnovatie) is een innovatie**model** ontwikkeld. De eerste verkennende fase is geconcretiseerd in drie technische cases: (1) valorisatie van reststromen uit de **fruit- en groenten**teelt, (2)valorisatie van **visserij**reststromen en (3) valorisatie van plantaardige en dierlijke reststromen door middel van **compostering.** De eerste onderzoeksresultaten van de GeNeSys-doctoraten zijn gepubliceerd in 4 synthesedocumenten (Hanseeuw & Vanderperren, 2014; Kips & Van Droogenbroeck, 2014; Van Lancker & Mondelaers, 2014; Viaene et al., 2014), die terug te vinden zijn op de projectwebsite www.ilvogenesys.be. In onderstaand artikel wordt de essentie samengevat en naar deze documenten verwezen.

15.1.1 Een systeem om slaagkansen te vergroten van begin tot einde: hoe gaan we te werk?

De hogere valorisatie van reststromen past binnen de overgang naar een bio-economie. Om te kunnen evolueren naar een duurzamere bio-economie, zijn erg ingrijpende veranderingen nodig in verschillende elementen van het huidige voedselproductiesysteem. En de manier van innoveren moet worden herdacht, met veel aandacht voor de interactie tussen de verschillende belanghebbenden, tussen de sociale en technische dimensies en tussen de verschillende innovatiefases. Volgens het ILVO-onderzoek wordt de interactie best ingebed in een stapsgewijs en lerend traject, een soort blauwdruk voor concrete toepassingen. Een dergelijke blauwdruk is nu binnen GeNeSys ontwikkeld, namelijk **het SIC-model (System Innovation Cycle)**. Het model vormt een leidraad voor het uitbouwen van het innovatieproces en het vormen van een netwerk dat rekening houdt met alle betrokken partijen en interacties, maar dat ook toelaat om het model voortdurend aan te passen aan de specifieke eigenschappen van de reststroom in kwestie. Daarnaast duidt het SIC-model ook op de verschillende functies die het netwerk van innoverende organisaties kan vervullen. Potentiële valkuilen doorheen het

innovatietraject (van menselijke, financiële, institutionele, … aard) worden daaraan opgehangen, en mits tijdig opgespoord, ontweken en zelfs omgebogen tot nieuwe opportuniteiten.

Meer info: Van Lancker & Mondelaers, 2014

15.1.2 Reststromen uit de fruit- en groententeelt

Vergeleken met productcategorieën zoals granen, vis, vlees en zuivel is de fruit- en groentesector de sector waar de grootste volumes aan verliezen worden opgetekend, productie en verwerking samengeteld. Binnen deze verliezen onderscheiden we drie categorieën, nl. de oogstresten en productuitval bij de teler, de productieverliezen bij de verwerkende industrie en de overproductie die ontstaat op de veiling. Ondanks stimuli in de huidige regelgeving worden al deze stromen nog voornamelijk uitgereden op het land. Desondanks biedt bijvoorbeeld de laatste categorie van reststromen tal van opportuniteiten voor toepassingen in de humane voeding en de diervoeding. Ze bezitten immers een goede kwaliteit en ze komen bovendien geconcentreerd vrij op de veiling. Anderzijds treden er typische problemen op die hoogwaardige valorisatie bemoeilijken, nl. een variabele kwaliteit, de beperkte houdbaarheid en de ongelijke aanvoer. In theorie kunnen bv. tomatenstengels de basis vormen voor karton, maar de stengels zijn slechts beschikbaar na de oogst, en dan in grote hoeveelheden, terwijl karton continu wordt geproduceerd. Deze problemen zijn volgens ILVO deels weg te werken door een geschikte organisatievorm, bijvoorbeeld een aangepaste logistieke keten. De beschikbaarheid kan aangepast worden door de ontwikkeling van stabilisatietechnieken en extractiemethodes, zodat de houdbaarheid en de kwaliteit van de uit de reststromen afgeleide grondstoffen kan worden gegarandeerd. Fruitresten die ontstaan na het persen van sap (de perskoek) kunnen op die wijze later gerecycleerd worden als bron van voedingsvezels en als smaakstof. Een punt van aandacht blijkt de wet- en regelgeving te zijn: die beïnvloedt de beschikbaarheid, de prijs en de toepassing van tuinbouwreststromen. Recent zijn er veel ontwikkelingen gebeurd rond de definitie van afval en bijproducten om ervoor te zorgen dat reststromen niet meteen het label “afval” krijgen. Dergelijke versoepeling zet de deur naar valorisatie open.

Meer info: Kips & Van Droogenbroeck, 2014

15.1.3 Visresten en de aanlandingsverplichting

De Vlaamse zeevisserijsector beleeft een overgangsfase die gedreven wordt door oplopende brandstof- en materialenkosten, door lage visprijzen en door een toenemende vraag naar duurzaam gevangen vis. De grootste uitdaging voor de visserijsector komt echter van het nieuwe

Gemeenschappelijk Visserijbeleid, dat een gefaseerde aanlandingsverplichting oplegt en het visserijbeheer regionaliseert. Door de veranderingen in de Europese beleidsvoering zullen zowel de maatse als de ondermaatse gequoteerde vissoorten niet meer teruggegooid mogen worden. Het inschatten van het volume en de samenstelling van deze nieuwe reststroom is zeer moeilijk. In elk geval wordt het een nieuwe bron van visresten die bovenop de vis komt die niet verkocht raakt in de veiling, én bovenop de ondermaatse garnalen of "puf", de afgekeurde vis, en het visafval. Momenteel worden deze resten nauwelijks benut. De verkenningsfase van het GeNeSys-project brengt nochtans veel informatie naar boven over het potentieel van vis(resten) en over interessante toepassingen. Het verwerken tot vismeel en visolie is algemeen gekend, de producten worden toegepast in voedingssupplementen, diervoeding en industriële toepassingen. Andere, minder gekende opties zijn het ensileren (inkuilen) en hydrolyseren (behandeling met enzymen) van visreststromen. Vissilage wordt bijvoorbeeld gebruikt als bemestingsmiddel en brijvoeder voor varkens. In deze sector zijn er dus duidelijke opportuniteiten te vinden, maar de valorisatie van de reststromen staat nog in de kinderschoenen. Noch aan boord, noch aan wal zijn er al stappen ondernomen om te sorteren, te stockeren, te stabiliseren, te transporteren of te verwerken. Voor alle beschreven reststromen zijn ook de sortering (vb. per soort), scheiding van matrices (vb. vlees, graten, huiden, ingewanden), aanvoercontinuïteit, homogeniteit en stabiliteit (koelen, drogen, invriezen, etc.) van belang. Nu al is duidelijk dat de keuze van het valorisatietraject zal samenhangen met de mogelijkheid om een logistiek netwerk op te zetten, de technische en economische haalbaarheid, de bereidheid tot medewerking van de betrokken beroepsgroepen en de potentiële afzetmarkt.

Meer info: Hanseeuw & Vanderperren, 2014

15.1.4 Composteren van reststromen

Bij de valorisatie van reststromen worden verschillende cascade-systemen voorgesteld, maar vaak wordt de aandacht voor bodemkwaliteit, die aan de basis van een duurzame productie ligt, als laagwaardige valorisatie beschouwd. Er is echter pas echt sprake van sluiten van kringlopen wanneer een voldoende substantiële hoeveelheid energie en materiaal (na andere valorisatie) terugkeert naar de bodem. Composteren van reststromen kan bijdragen tot een betere bodemkwaliteit en meer vruchtbare bodems. Bovendien worden nutriënten- en materiaalkringlopen lokaal gesloten wanneer op het eigen landbouwbedrijf reststromen worden gecomposteerd. Vandaar wordt in dit deel van het project bekeken in welke mate, op welk moment en hoe compostering en composttoepassing een rol kan spelen in het valoriseren van reststromen. Ook wordt nagegaan welke knelpunten en opportuniteiten er zijn vanuit de composteringssector zelf.

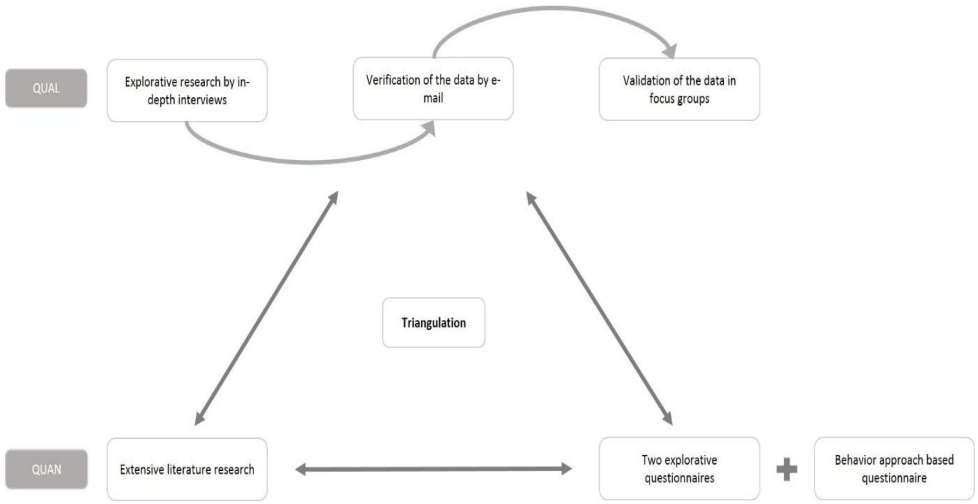
De aanpak binnen deze case wordt verder uitgediept in de volgende paragraaf. *Voor meer info: zie ook Viaene et al., 2014*.

15.2 Compostering van reststromen in de Vlaamse land- en tuinbouw

15.2.1 Aanpak

In de technische case over valorisatie van reststromen via compostering werden tijdens de idee-ontwikkelingsfase de verschillende knelpunten en opportuniteiten die een rol spelen in het composteerverhaal in beeld gebracht. Op basis hiervan werd afgewogen met welke onderzoekspistes en belanghebbenden verder zal worden gewerkt om de kans op een gewenste innovatie te maximaliseren.

Om deze knelpunten en opportuniteiten zo correct mogelijk te evalueren, werd gebruik gemaakt van het SIC-model, ontwikkeld in kader van het GeNeSys-project door Van Lancker & Mondelaers (2014). Specifiek voor deze case werd gebruik gemaakt van een *mixed-method approach* en een triangulatie-methode, om de correctheid van de data zo goed mogelijk te verifiëren (Figuur 1). De grootste bron van informatie werd verkregen via bevraging van ca. 70 stakeholders uit verschillende stakeholdergroepen. De belanghebbenden werden onderverdeeld in acht categorieën: beleid, belangengroeperingen, verwerkers, leveranciers van grondstoffen, afnemers, onderzoekcentra, praktijkcentra en andere. Deze informatie werd aangevuld met een literatuurstudie.



Figuur 1: Aanpak van de idee-ontwikkelingsfase

Bovendien werden parallel met de interviews ook twee verkennende enquêtes in samenwerking met Natuurpunt en BioForum uitgestuurd. Ook werden de resultaten van een grootschalige enquête in kader van het Europese Catch-C project (Hoofdstuk 11, Bijttebier et al.), dat focust op best beschikbare technieken voor duurzaam bodembeheer en waarbinnen ILVO partner is, gebruikt als informatiebron.

Op basis van deze talrijke interacties werd een samenvatting van de voornaamste bevindingen uit die verkennende voorstudie opgesteld. Dit eerste document werd aan de verschillende belanghebbenden bezorgd om de correctheid van onze data een eerste keer te verifiëren. De feedback van een 20-tal belanghebbenden werd verwerkt. Daarna werd een interactief stakeholdermoment georganiseerd bij ILVO waaraan 30 belanghebbenden deelnamen. Op een open en participatieve manier werd in verschillende groepen

gediscussieerd over (het relatief belang van) de knelpunten en opportuniteiten van compostering en composttoepassing, en dit voor verschillende praktijksituaties in de land- en tuinbouw.

15.2.2 Overzicht van de belangrijkste resultaten

De belangrijkste knelpunten en opportuniteiten kunnen onderverdeeld worden naargelang waar ze zich voordoen: (a) de aanbodzijde van reststromen, (b) het composteerproces zelf en (c) de compostkwaliteit en -toepassing. In onderstaande tekst wordt kort toegelicht wat de belangrijkste aspecten zijn en hoe er binnen het verdere onderzoek op wordt ingezet. Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar Viaene et al. (2014).

15.2.2.1 Aanbodzijde van reststromen

Plantaardige groene (rest)stromen

Reststromen uit de groententeelt, vaak oogstresten, worden doorgaans gekenmerkt door een hoge stikstofinhoud en een lage C:N verhouding. Wanneer de oogstresten, doorgaans in het najaar, achterblijven op het veld (bv. bij bloemkool en selder) of na het kuisen terug op het veld worden gebracht (bv. bij prei) mineraliseren ze snel en kan stikstofuitspoeling naar het grondwater optreden. Anderzijds kennen deze reststromen in Vlaanderen een grote geografische spreiding en riskeren ze, wanneer ze op het perceel worden verzameld, veel aarde te bevatten, wat de rendabiliteit van economisch hoogwaardige valorisatie (bv. extractie van bepaalde functionele componenten, vertrekkende van een propere en zuivere stroom) bemoeilijkt. In het Oogstrestenproject in opdracht van VLM '*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 (MAP4)'* (UGent, ILVO, BDB, PCG, PSKW, Inagro) werden twee fundamenteel van elkaar verschillende strategieën vergeleken, met name afvoeren van oogstresten gevolgd door een bewaring, behandeling en toepassing ervan, of het op het veld achterlaten van de oogstresten, al of niet gevolgd door een behandeling op het perceel. Na afvoer is één van de mogelijkheden om de oogstresten te composteren of in te kuilen en nadien als bodemverbeteraar terug op het veld te brengen. Er werden drie composteer- en inkuilproeven uitgevoerd met verschillende oogstresten, de resultaten zijn te lezen in Agneessens et al. (2014).

Plantaardige bruine (rest)stromen

De houtige fracties van groenafval, houtsnippers, houtschors, stro, etc. zijn de voor de hand liggende bronnen van koolstof en structuur in de compostering. De groene-stroomcertificaten verbonden aan de productie van biobrandstoffen maken het momenteel echter vaak economisch voordeliger voor bv. Tuinaannemers en biomassaverwerkers om houtige biomassa af te voeren voor verbranding in plaats van te composteren. Een gevolg van de warmte-/energieopwekking van houtige biomassa is het tekort aan (of de hoge prijs van) bruine stromen voor vele (zowel groot- als kleinschalige) composteerders. Een mogelijke piste is te zoeken naar win-win situaties via alternatieve stromen uit diverse sectoren. In samenwerking met de partners van het Oogstrestenproject, het Agentschap voor Natuur en Bos, Peltracom, Tomato Masters en

PC Hoogstraten werd gekeken in welke mate houtsnippers in de compostering vervangen kunnen worden door heidechopper, teeltsubstraat van tomaten en teeltsubstraat van aardbeien. De resultaten zijn te lezen in Agneessens et al. (2014).

Dierlijke mest

Naast plantaardige reststromen kan ook dierlijke mest een belangrijke component vormen in de compostering. Naargelang het type mest vraagt dit een andere aanpak en zijn de uitdagingen verschillend. Wat bv. vaste rundermest betreft, duiken zowel vanuit de vleesvee- als melkveesector recent veel vragen en knelpunten op inzake opslag, behandeling en verwerking van zowel stalmest als dikke fractie na scheiden van drijfmest. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar Hoofdstuk 14 in deze ILVO-mededeling (Reubens et al.).

15.2.2.2 Het composteerproces

Wanneer verschillende groene en bruine stromen beschikbaar zijn op het bedrijf kan het composteerproces aanvangen. Over hoe de compostering het best wordt opgezet en opgevolgd is al veel kennis voorhanden. Op gebied van voorbehandeling (verkleinen, afzeven, opslag, voorvertering) van de inputstromen en beperking van nutriëntenverliezen tijdens het proces is echter zeker nog verdere optimalisatie mogelijk.

Om nutriëntenverliezen tijdens het composteerproces te beperken, dient de composteerder bepaalde maatregelen te nemen. Zo zijn er wettelijke bepalingen die stellen dat de landbouwer over een milieuvergunning dient te beschikken en op een vloeistofdichte betonvloer dient te werken indien men groenafval of mest van derden verwerkt. Afhankelijk van het type materiaal en de capaciteit is er een klasse 1, 2 of 3 Milieuvergunning nodig (VLAREM). Indien nog geen betonvloer aanwezig is, is dit een aanzienlijke investering. Naast de wettelijke richtlijnen, zijn er ook andere technieken om het afbraakproces vlot te laten verlopen, nutriëntenverliezen naar zowel grondwater als atmosfeer te beperken, en maximale productkwaliteit na te streven. Het maakt deel van dit onderzoek uit om de potenties van bv. diverse additieven, gebruik van een compostdoek, ondergrond, enz. te evalueren, en de mate van reële risico's na te gaan. Voor een composteringsproef met vaste rundermest in die context, wordt verwezen naar het rapport van het Optimanure project (Viaene et al., in voorbereiding).

15.2.2.3 Compostkwaliteit en -toepassing

Ondanks de voordelen van compost op bodemkwaliteit werd in 2012 slechts 4% van de compost rechtstreeks naar de Vlaamse landbouw afgezet (Vlaco vzw, 2013). De grootste toepassing van compost situeert zich namelijk in de groenvoorziening. De enquête van het Catch-C project (Hoofdstuk 11, Bijttebier et al.) bevestigt dat slechts 6,6% van de bevraagde akkerbouwers compost toepassen. Nochtans blijkt dat het merendeel van de landbouwers de voordelen van compost kennen: ze vermelden verhoging van bodemkwaliteit en -vruchtbaarheid, beter bodemleven en -gezondheid, hoger humusgehalte, minder zware bodems en betere stikstofvrijstelling op lange termijn. Landbouwers erkennen ook dat compostgebruik het risico op erosie kan doen dalen. In de Vlaamse landbouw wordt compost voornamelijk in de biologische landbouw gebruikt aangezien duurzame landbouwproductie zonder gebruik van kunstmest en door het

sluiten van kringlopen er centraal staat. Uit een verkennende enquête in samenwerking met Natuurpunt (2013) blijkt dat 12 van de 63 landbouwers met een gebruiksovereenkomst met Natuurpunt compost gebruiken; 8 (66%) hiervan zijn biologische landbouwers.

Deze situatie wijst dus op een aantal knelpunten die verhinderen dat landbouwers composteren en/of compost gebruiken. Dit zijn naast technische, vaak organisatorische (logistieke), economische en wetgevende aspecten. Deze worden in detail besproken in Viaene et al. (2014). Enkele praktijkcases zullen worden opgevolgd om naast de technische aspecten ook socio-economische, organisatorische, logistieke en wettelijke knelpunten in kaart te brengen en te analyseren. Er werden vier verschillende organisatievormen geïdentificeerd: (1) boerderijcompostering met aanvoer van extern materiaal, (2) boerderijcompostering waarbij de compostering wordt uitgevoerd door een externe partner, (3) samenwerking tussen verschillende landbouwbedrijven en/of natuurbeherende instanties en (4) het afvoeren van landbouwreststromen naar een industriële composteerinstallatie waar compost op maat van de landbouw kan worden aangekocht. Deze organisatievormen zullen exemplarisch worden bestudeerd, waarvan de resultaten als input gebruikt zullen worden voor de ontwikkeling van een (economisch) model dat als afwegingskader zal kunnen fungeren voor potentiële ketenspelers. Afhankelijk van specifieke bedrijfssituaties zal de ene organisatievorm in de praktijk wellicht meer haalbaar zijn dan de andere. In die praktijkcases zal met verschillende types van stromen worden gewerkt aangezien ook aan het type stroom (dierlijk versus plantaardig, eigen versus extern, …) bepaalde uitdagingen verbonden zijn. Met deze cases willen we niet alleen naar ketenspelers maar ook naar beleid toe mogelijkheden en knelpunten in beeld brengen.

15.3 Literatuurlijst

Agneessens, L., Vandecasteele, B., Van De Sande, T., Goovaerts, E., Crappé, S., Elsen, A., Willekens, K., De Neve,.S. 2014. Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij vollegrondsgroenten en mogelijkheden van vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de waterkwaliteitsdoelstelling van het Actieprogramma 2011-2014 (MAP4): Hoofdrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 135p.

Hanseeuw E., Vanderperren E., 2014. Valorisatie van reststromen uit de visserij: knelpunten en opportuniteiten. ILVO mededeling nr. 166, juli 2014. 70p.

Kips L., Van Droogenbroeck B., 2014. Valorisatie van groente- en fruitreststromen: opportuniteiten en knelpunten. ILVO mededeling nr. 165, juli 2014. 70p.

Van Lancker J., Mondelaers K., 2014. Innoveren in de bio-economie: innovatieproces en netwerken doorgelicht. ILVO mededeling nr. 164, juli 2014. 52p.

Viaene J., Reubens B., Vandecasteele B., Willekens K., 2014. Composteren als valorisatievorm van reststromen in de Vlaamse land- en tuinbouw: knelpunten en opportuniteiten. ILVO mededeling nr. 167, juli 2014. 61p.

Viaene J., Reubens B., Nelissen V., Vandecasteele B., Willekens K., in voorbereiding. Rapport Optimanure: Optimaliseren van de opslag en bewerking van vaste rundermest via compostering of inkuilen.

16 Milieuprestaties van de stikstofbemestingsnormen opgelegd door de Europese nitraatrichtlijn

D'Haene K.[1,2], Salomez J.[3], De Neve S.[4], De Waele J.[4], Hofman G.[1,4]

[1] *Onderzoeks- en voorlichtingsplatform Duurzame bemesting*
[2] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*
[3] *Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Vlaamse overheid, Brussel*
[4] *Vakgroep Bodembeheer, Universiteit Gent, Gent*

16.1 Inleiding

De Vlaamse landbouw heeft in het verleden reeds heel wat inspanningen geleverd om de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater te verbeteren. Echter, de norm van 50 mg nitraat (NO_3^-) l^{-1} van de Europese Nitraatrichtlijn (Anonymus, 1991b) wordt in verschillende bekkens nog steeds niet gehaald en eutrofiëring blijft een belangrijk milieuprobleem. Een verdere vermindering van verliezen van stikstof (N) vanuit de plantaardige productie blijft dus noodzakelijk.

Een beperking van de N-bemesting wordt beschouwd als één van de beste N-beheer-maatregelen om NO_3^--verliezen naar grond- en oppervlaktewater te beperken. Stikstof-bemestingsnormen zijn dan ook een belangrijke pijler van het vierde MestActiePlan (MAP IV). Het systeem 'werkzame N' houdt rekening met de gewasbehoefte, de bodem-voorraad, de mineralisatie en werkingscoëfficiënt van de toegediende meststoffen. Er wordt enerzijds een norm opgelegd voor de hoeveelheid N uit dierlijke mest die aangewend mag worden en anderzijds een limiet voor de totale hoeveelheid werkzame N (Anonymus, 1991a; 2011).

In de variatie van lage naar optimale N-bemestingshoeveelheden, laten de meeste teelten een vrij constante minerale N (N_{min}) hoeveelheid achter bij de oogst. Die constante N_{min} hoeveelheid, gedefinieerd als het latente N_{min} residu, wordt beschouwd als de minimale N_{min} hoeveelheid die nodig is om een optimale groei te garanderen. Dit noodzakelijke latente N_{min} residu is gewasafhankelijk en blijft meestal vrij constant bij toenemenende bemestingsdosissen tot een bepaald breekpunt waarna het N_{min} residu stijgt (Broadbent & Carlton, 1978; Hofman *et al.*, 1981; Neeteson & Whitemore, 1997). Boven het breekpunt verhoogt het risico van NO_3^--uitspoeling tijdens de winter. Stikstoftrappenproeven kunnen helpen om dit breekpunt vast te stellen.

In deze studie heranalyseerden we de resultaten van N-trappenproeven om de effecten van N-bemestingshoeveelheden op opbrengsten/N-opname en N_{min} hoeveelheid te

Gebaseerd op: D'Haene, K., Salomez, J., De Neve, S., De Waele, J., Hofman, G., 2014. Environmental performance of the nitrogen fertiliser limits imposed by the EU Nitrates Directive. Agriculture, Ecosystems & Environment 192, 67-79.

berekenen. Deze analyse liet toe om het effect van de bemestingsnormen werkzame N van MAP IV op gewasopbrengst (Anonymus, 1991a; 2011) en potentiële N-verliezen te evalueren en om de effectiviteit van de huidige bemestingsnormen werkzame N in termen van latente N_{min} te beoordelen en suggesties voor verdere verfijning te doen waar nodig.

16.2 Materiaal en methoden

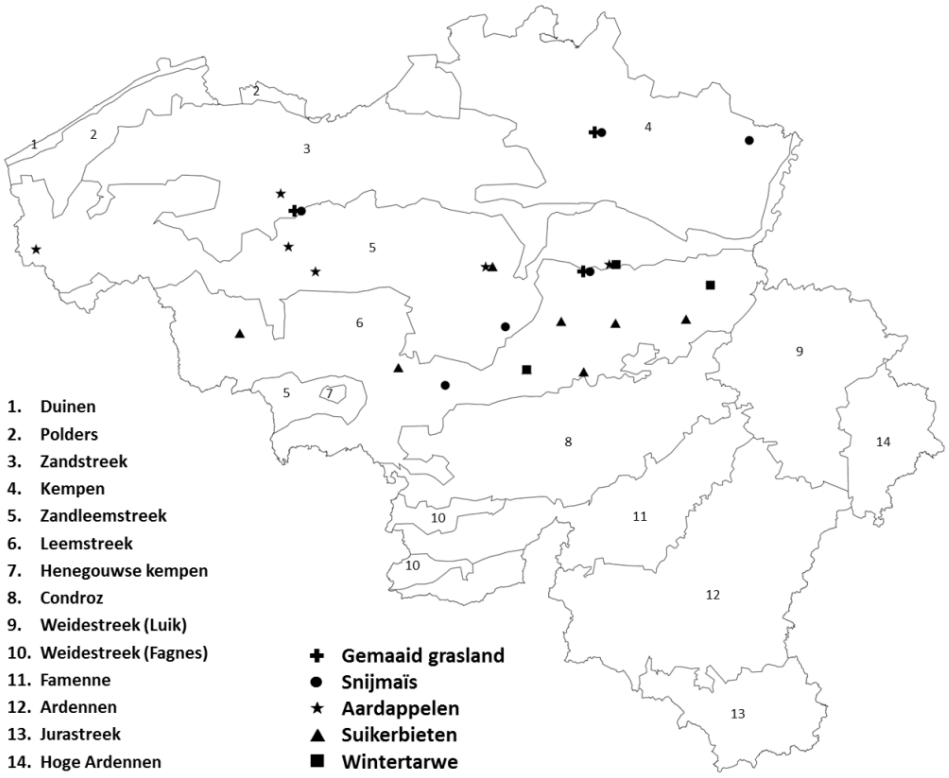
16.2.1 Stikstoftrappenproeven

Resultaten van Vlaamse en Waalse N-trappenproeven bij gemaaid grasland, kuilmaïs, aardappelen, suikerbieten en wintertarwe uitgevoerd tussen 1991 en 2011 werden bijeengebracht (Figuur 1) (D'Haene *et al.*, 2014). Naast de beschikbare gewas- en bodemgegevens van de betrokken jaren werd informatie over de voorgaande teelt verzameld. Aangezien de N-trappenproeven uitgevoerd werden om de optimale N-bemesting in functie van de opbrengst en N_{min} hoeveelheid in het najaar te bepalen, werd wel steeds de opbrengst bepaald, maar niet altijd het N-gehalte van alle geoogste plantendelen.

In de N-trappenproeven werden verschillende hoeveelheden N toegediend variërend van een onbemest plot tot plots met overbemesting. De N in organische meststoffen is slechts gedeeltelijk beschikbaar voor de teelt. De werkzame N (uitgedrukt als % van de totale N-inhoud) van verschillende meststoffen varieert van 15% bij compost tot 100% bij minerale meststoffen (Geypens *et al.,* 1992; Schröder *et al.,* 2005; 2007; 2010; van Dijk *et al.,* 2005; Anonymus, 2011; Baila, 2011).

Voor elke teelt berekenden we een dosis-responscurve voor opbrengst en N_{min} hoeveelheid in functie van de toegediende werkzame N op basis van de gebundelde data van de verschillende N-trappenproeven. De dosis-responscurve voor N-opname werd voor gemaaid grasland, kuilmaïs en wintertarwe berekend. Enkel voor deze teelten werd de N-concentratie van de geoogste delen gemeten.

Bundelen van data van de verschillende N-trappenproeven biedt de mogelijkheid om een meer algemene schatting van het bemestingseffect op de gewasopbrengst/N-opname en N_{min} hoeveelheid te verkrijgen. Een ander positief effect van het bundelen is dat de resultaten van N-bemestingsproeven met een beperkt aantal trappen in de analyse meegenomen kunnen worden.



Figuur 1: Ligging van de stikstoftrappenproeven in Vlaanderen en Wallonië (Bron: D'Haene *et al.*, 2014)

16.2.2 Logistisch model

Een logistisch model werd gebruikt om de opbrengst/totale N-opname te relateren aan de toegediende werkzame N (Overman *et al.*, 2003):

$$Opbrengst\ of\ totale\ N - opname = \frac{a}{1 + exp^{(b - c * toegediende\ werkzame\ N)}}$$

(kg vers of drogestof productie of kg N ha^{-1})

a= maximale opbrengst (vers of drogestofopbrengst per ha) of N-opname (kg N per ha), b= intercept wanneer er geen N werd toegediend en c= responscoëfficiënt.

16.2.3 Latent minerale stikstofresidu

Voor de verschillende teelten werd het latente N_{min} residu in functie van de toegediende werkzame N via gesegmenteerde lineaire regressie berekend. Gesegmenteerde lineaire regressie is een methode waarbij het bereik van de onafhankelijke variabele opgedeeld wordt in segmenten en een regressie-analyse voor ieder segment wordt uitgevoerd. Gesegmenteerde lineaire regressie wordt toegepast als de relatie tussen de afhankelijke en onafhankelijke variabele plotse veranderingen vertoont. De grenzen tussen de segmenten worden breekpunten genoemd. Een breekpunt is een kritieke, veilige of drempelwaarde waarboven of -onder (on)gewenste effecten voorkomen. Oosterbaan *et*

al. (1990) ontwikkelden een methode voor het berekenen van de betrouwbaarheids-intervallen voor de breekpunten zodat het breekpunt met het kleinste betrouwbaarheids-interval berekend wordt. Daarnaast testten we ook een exponentieel, kwadratisch en machtsmodel.

16.3 Resultaten en discussie

16.3.1 Opbrengst

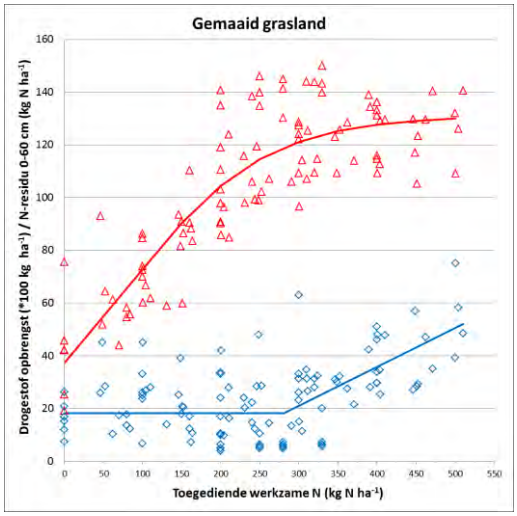
Figuur 2 toont de opbrengst in functie van de toegediende hoeveelheid werkzame N. De maximale hoeveelheid van de drogestof (DS) productie in functie van de toegediende hoeveelheid werkzame N was respectievelijk 13.1 en 20.1 ton ha^{-1} voor het gemaaid gras en kuilmaïs. De maximale hoeveelheid van de afgevoerde verse opbrengst in functie van de toegediende hoeveelheid werkzame N was respectievelijk 61.8, 90.9 en 11.2 ton ha^{-1} voor aardappelen, suikerbieten en wintertarwe.

De maximale opbrengst in functie van de toegediende hoeveelheid werkzame N werd voor elk gewas met de gebundelde data van alle N-trappenproeven berekend. Om het effect van databundeling te beoordelen, werden de gegevens opnieuw geanalyseerd per textuurklasse (zand, zandleem en leem). De bodemtextuur is immers de belangrijkste bodemparameter die de opbrengst beïnvloedt, en voor gemaaid gras, aardappelen en kuilmaïs waren in elke bodemtextuurklasse genoeg data om de dosis-responscurven te berekenen. Voor suikerbieten en wintertarwe waren alleen gegevens van leembodems beschikbaar.

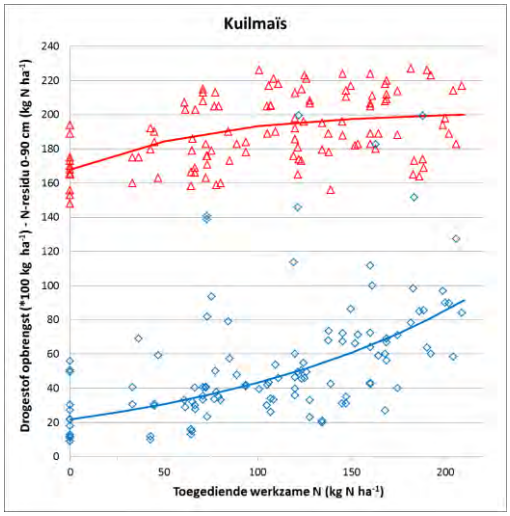
De berekende maximale DS-productie van gemaaid gras was respectievelijk 14.2±1.4, 12.9±0.5 en 13.2±0.5 ton ha^{-1} (waarde tussen haakjes: standaarddeviatie) voor zand, zandleem- en leempercelen, terwijl de maximale DS-opbrengst voor alle percelen 13.1±0.4 ton ha^{-1} was. Voor kuilmaïs was de berekende maximale DS-opbrengst respectievelijk 20.2±0.7, 19.4±0.9 en 20.1±0.6 ton ha^{-1} voor zandleem-, leem- en alle percelen. Voor aardappelen was de berekende maximale opbrengst respectievelijk 62.4±2.3, 60.4±4.8 en 61.8±2.1 ton ha^{-1} voor zandleem-, leem- en alle percelen. De berekende maximale opbrengst van gemaaid gras, kuilmaïs en aardappelen voor de verschillende bodemtextuurklassen afzonderlijk berekend, waren niet significant verschillend van de maximale opbrengst voor alle N-trappenproeven samen berekend.

De berekende opbrengst bij de Vlaamse bemestingslimieten van MAP IV (Anonymus, 2011) bedraagt 92-93% van de berekende maximale opbrengst voor gemaaid gras, kuilmaïs en wintertarwe. Voor aardappelen en kuilmaïs, die het vaakst worden geteeld op percelen met een voorgeschiedenis van hoge mesttoediening, wordt 96-99% van de berekende maximale opbrengst bij de bemestingsnormen verkregen.

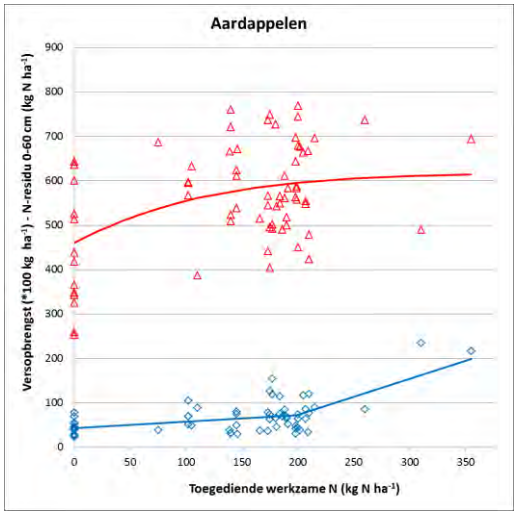
$$\text{Drogestofopbrengst} = \frac{13.1}{1+\exp^{(0.92-0.011*N)}}$$



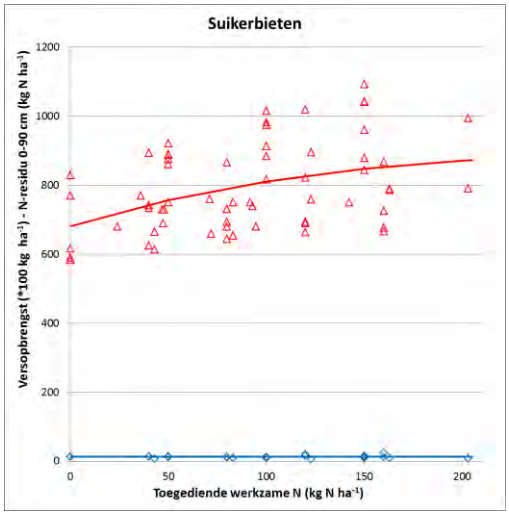
$$\text{Drogestofopbrengst} = \frac{20.1}{1+\exp^{(-1.61-0.015*N)}}$$



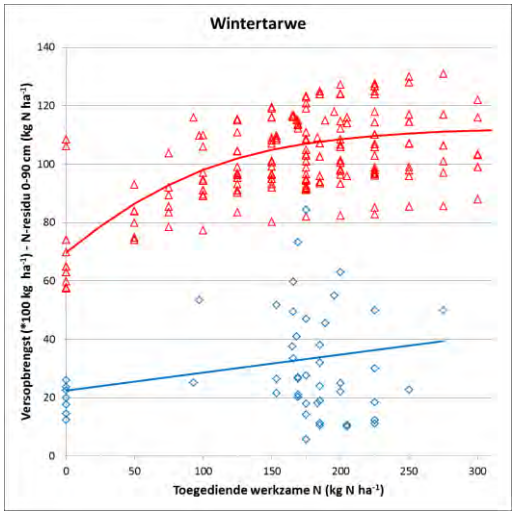
$$\text{Verse opbrengst} = \frac{61.8}{1+\exp^{(-1.07-0.011*N)}}$$



$$\text{Verse opbrengst} = \frac{90.9}{1+\exp^{(-1.09-0.010*N)}}$$



$$\text{Verse opbrengst} = \frac{11.2}{1+\exp^{(-0.49-0.013*N)}}$$



◊ N-residu

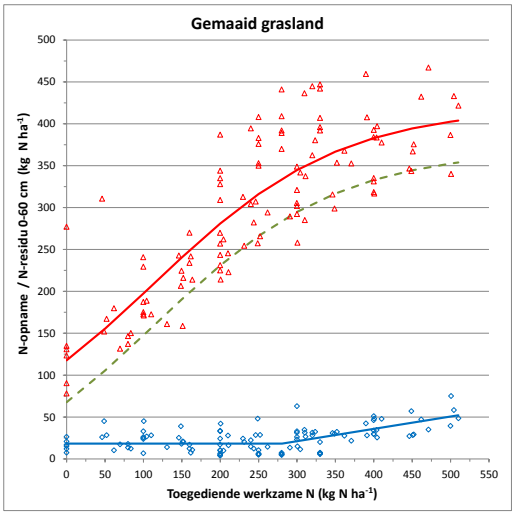
Δ Opbrengst

Figuur 2: Dosis-responscurven van opbrengst (drogestofopbrengst voor grasland en kuilmaïs en verse opbrengst voor aardappelen, suikerbieten en wintertarwe) en (segmenteerde) lineaire regressie (en exponentiële regressie voor kuilmaïs) van het minerale stikstofresidu (N-residu) in functie van de toegediende hoeveelheid werkzame stikstof (N) (Bron: D'Haene *et al.*, 2014)

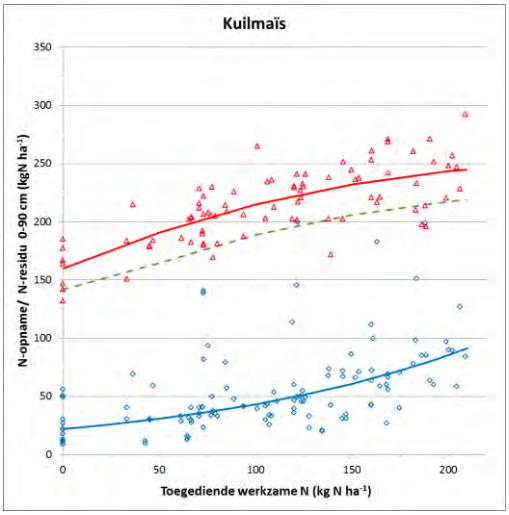
16.3.2 Stikstofopname door de teelt

Figuur 3 illustreert de totale N-opname in gras, kuilmaïs en wintertarwe in functie van werkzame N. Bij de volle lijn zijn niet-geoogste gewasdelen inbegrepen, terwijl het bij de stippellijn enkel gaat over geëxporteerde N. Stro is daar bij wintertarwe niet bij inbegrepen omdat verondersteld is dat stro op het perceel blijft. De maximale totale N-opname varieerde tussen 261 kg N ha^{-1} voor kuilmaïs en 419 kg N ha^{-1} voor gras. De maximale afgevoerde N varieerde tussen 235 kg N ha^{-1} voor maïs en 369 kg N ha^{-1} voor gras.

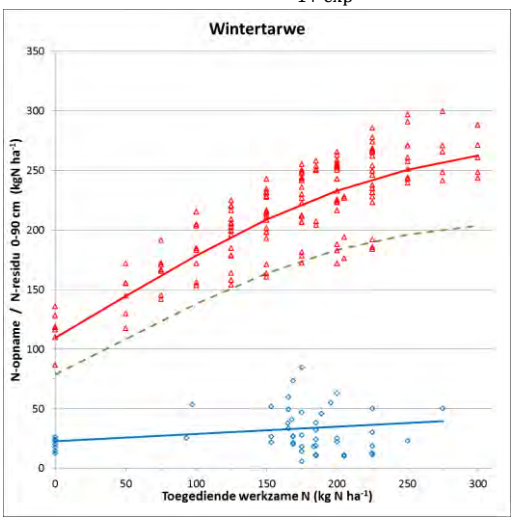
$$\text{Totale N} - \text{opname} = \frac{419}{1+\exp^{(0.94-0.008*N)}}$$



$$\text{Totale N} - \text{opname} = \frac{261}{1+\exp^{(-0046-0.011*N)}}$$



$$\text{Totale N} - \text{opname} = \frac{286}{1+\exp^{(1.86-0.010*N)}}$$



◊ N-residu

Δ N-opname

– – N-export

Figuur 3: Dosis-responscurven van stikstofopname (volle lijn: niet-geoogste gewasdelen inbegrepen en gestippelde lijn: geëxporteerde N) en (segmenteerde) lineaire regressie (en exponentiële regressie voor kuilmaïs) van het minerale stikstofresidu (N-residu) in functie van de hoeveelheid toegediende werkzame stikstof (N) (Bron: D'Haene *et al.*, 2014)

De berekende maximale N-opname van gemaaid gras en kuilmaïs voor de verschillende textuurklassen afzonderlijk berekend, was niet significant verschillend van de maximale N-opname berekend voor alle N-trappenproeven samen.

De maximale opbrengst en N-opname voor alle N-trappenproeven gecombineerd of opgesplitst per textuurklasse waren niet significant verschillend, beide benaderingen leiden in principe tot dezelfde conclusies. Wel leidt het bundelen van trappenproeven per textuurklasse over het algemeen tot hogere standaardafwijkingen ten opzichte van de analyse van alle data samen.

16.3.3 Latent minerale stikstofresidu

Er werd -indien mogelijk of significant- een gesegmenteerde lineaire regressieanalyse van het N_{min} residu uitgevoerd (Tabel 1). We testten ook een exponentieel, kwadratisch en machtsmodel, maar het significantieniveau was consistent lager in vergelijking met gesegmenteerde lineair regressie voor gemaaid gras en aardappelen en lineaire regressie voor suikerbieten en wintertarwe, met uitzondering van een exponentiële curve voor kuilmaïs.

Tabel 1: Latente minerale stikstof (N_{min}) hoeveelheid (kg N ha^{-1}) voor het breekpunt in functie van toegediende werkzame N, en vergeleken met de waarden voorgesteld door Hofman *et al.* (1987) (Bron: D'Haene *et al.*, 2014)

Teelt	Latente N_{min} (± standaardafwijking)	Schatting latente N_{min} door Hofman *et al* (1987)
Grasland	18 ± 15	30
Kuilmaïs	/	40
Aardappelen	72 ± 29	75
Suikerbieten	13 ± 4*	25
Wintertarwe	/	35

*: latente N_{min} is constant

De gesegmenteerde lineaire regressie van gemaaid grasland vertoonde een breekpunt bij 281±84 kg toegediende werkzame N ha^{-1}, maar zelfs boven deze waarden blijft de N_{min} hoeveelheid onder de 50 kg N ha^{-1} tot 500 kg toegediende werkzame N ha^{-1} (Figuur 2). Deze lage latente N_{min} hoeveelheid voor gemaaid grasland kan worden verklaard door het vermogen van grasland om N efficiënt te blijven opnemen zelfs bij hoge N-bemestingshoeveelheden. Dit toont aan dat er veilig kan aangenomen worden dat de N-bemestingslimiet voor gemaaid grasland (Anonymus, 2011) resulteert in een lage latente N_{min} hoeveelheid en dat de N-bemestingshoeveelheid zelfs beperkt verhoogd kan worden om het eiwitgehalte van het gras op een voldoende niveau te handhaven zonder een verhoogd risico van NO_3^--uitloging. In een gemengd systeem van maaien en beweiden, het meest voorkomende systeem in Vlaanderen (en andere regio's), is de bemestingsnorm werkzame N 65 kg N ha^{-1} lager dan bij enkel gemaaid grasland. Daarom is het te verwachten dat N-verliezen door uitspoeling, onder de huidige Vlaamse wettelijke normen van MAP IV (Anonymus, 2011), in een gemengd graslandsysteem ook laag zijn.

Voor kuilmaïs kon geen breekpunt berekend worden en stijgt de N_{min} hoeveelheid exponentieel. De bemestingsnorm werkzame N voor kuilmaïs in Vlaanderen is respectievelijk 135 kg N ha^{-1} en 150 kg N ha^{-1} voor zand-en niet-zandbodems, wat overeenkomt met een N_{min} hoeveelheid van ongeveer 55 tot 61 kg N ha^{-1} (figuur 2). Dit betekent dat er geen basis is voor het verhogen van de bemestingsnorm werkzame N voor kuilmaïs zonder een negatief effect op de waterkwaliteit.

Voor aardappelen werd een breekpunt bij 199±77 kg toegediende werkzame N ha^{-1} berekend. Het latente N_{min} bij het breekpunt was ongeveer 70 kg N ha^{-1} waarna de N_{min} hoeveelheid vrij sterk steeg. De waarde van het latente N_{min} residu verwijst naar de 0-60 cm laag. In de 60-90 cm laag werd in de aardappelplots nog gemiddeld 15 kg N ha^{-1} gemeten. Er is ook geen basis voor het verhogen van de bemestingsnormen van 190 kg werkzame N ha^{-1} op zandbodems en 210 kg werkzame N ha^{-1} voor niet-zandbodems voor aardappelen, omwille van het feit dat de N_{min} hoeveelheid na het berekende breekpunt bij 199 kg toegediende werkzame N sterk toeneemt. Een verlaging van de bemestingsnorm werkzame N voor aardappelen wordt niet aanbevolen vanuit economisch oogpunt, aangezien de N-bemestingsnorm niet alleen de totale aardappelopbrengst beïnvloedt, maar ook een sterke invloed heeft op de verkoopbare opbrengst en de knolmaat > 50 mm (Postma *et al.*, 2009).

De N_{min} hoeveelheid voor suikerbieten was laag en constant over het gehele bereik van onze studie en kan als maat voor het latente N_{min} residu genomen worden. De maximale toegediende N-bemestingshoeveelheid was vrij beperkt, wat deze constante waarde verklaart. De bemestingsnorm werkzame N voor suikerbieten (135 kg N ha^{-1} en 150 kg N ha^{-1} op zand-en niet-zandgronden, respectievelijk (Anonymus, 2011)) resulteren in een laag latente N_{min} residu, waaruit blijkt dat de huidige N-bemestingsnormen gerechtvaardigd zijn, en er zelfs ruimte is om de N-bemestingsnormen een beetje te verhogen. Ondanks het lage latente N_{min} residu na suikerbieten, blijft NO_3^--uitloging in de winter mogelijk. Slechts een deel van de N die vrijkomt uit de achtergebleven suikerbietenbladeren wordt in het volgende voorjaar in het bodemprofiel aangetroffen. Hofman *et al.* (1981) maten een stijging van gemiddeld 25 kg N ha^{-1} in leembodems tussen de herfst en de volgende lente. Aangezien suikerbieten vaak onder nattere omstandigheden worden geoogst, wordt een deel van de N van de suikerbietenbladeren gedenitrificeerd (Destain *et al.*, 1990), maar een ander deel zal naar het oppervlakte- of grondwater uitlogen.

Voor wintertarwe werd een continue maar kleine toename van de N_{min} hoeveelheid in functie van de toegediende werkzame N gevonden. De huidige bemestingsnormen werkzame N voor wintertarwe (tussen 160 kg N ha^{-1} en 175 kg N ha^{-1} op respectievelijk zand- en niet-zandbodems (Anonymus, 2011)) resulteren in een lage N_{min} hoeveelheid en bijbehorend laag risico op NO_3^--uitloging tijdens de winter. De minerale N in de bodem neemt echter met ten minste 20 kg ha^{-1} toe tussen de oogst in augustus en het begin van de winter. De inzaai van groenbedekkers na wintertarwe blijft dus aanbevolen.

16.4 Conclusies

Dosis-responscurven zijn waardevolle instrumenten om de werkzame N-bemesting te relateren aan de opbrengst en N-opname. De koppeling van dosis-responscurven met het N_{min} residu laat toe om bemestingsnormen werkzame N af te leiden waarbij de opbrengst optimaal is en het N_{min} residu aanvaardbaar is. De aanwezigheid van een breekpunt, bepaald via gesegmenteerde lineaire regressie tussen bemestingshoeveelheden werkzame N en het N_{min} residu geeft de mogelijkheid om optimale N-bemestingshoeveelheden voor sommige gewassen af te leiden. Het latente N_{min} residu is

laag voor grasland, suikerbieten en wintertarwe. Voor aardappelen en kuilmaïs resulteren de N-bemestingsnormen in vrij hoge N_{min} hoeveelheden. Het lage latente N_{min} residu voor suikerbieten suggereert lage N-verliezen via uitloging, maar hogere N-uitloging kan nog steeds optreden als gevolg van N gemineraliseerd uit suikerbietenbladeren. Voor wintertarwe raden wij het zaaien van een vanggewas aan, zelfs bij een laag N_{min} residu. Zonder een vanggewas kan N-mineralisatie van de bodemorganische stof tijdens de late zomer en herfst anders leiden tot een vrij hoge N_{min} hoeveelheid in de late herfst en uitspoeling in de winter.

16.5 Dankwoord

Graag bedanken we Bodemkundige Dienst van België, CIPF, CRA, Hooibeekhoeve, ILVO, Inagro, KBIVB, PCA en PIBO voor het leveren van de proefvelddata en VLM voor de financiering.

16.6 Literatuurlijst

Anonymus, 1991a. Decreet inzake de bescherming van het leefmilieu tegen de verontreiniging door meststoffen. Belgisch Staatsblad, 3829-3838.

Anonymus, 1991b. Directive of the Council of 12 December 1991 concerning the protection of waters against the pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). Official Journal of the European Communities L375, 0001-0008.

Anonymus, 2011. Decreet houdende wijziging van het Mestdecreet van 22 december van 2006. Belgisch Staatsblad, 27876-27894.

Baila, J., 2011. The benefits of using compost for mitigating climate change. Department of Environment, Climate Change and Water, New South Wales, 39 p.

Broadbent, F.E., Carlton, A.B., 1978. Field trials with isotopically labeled nitrogen. In: Nielsen, D.R., MacDonald, J.G. (Eds.), Nitrogen in the Environment. Academic Press, New York, p. 1- 41.

D'Haene, K., Salomez, J., De Neve, S., De Waele, J., Hofman, G., 2014. Environmental performance of the nitrogen fertiliser limits imposed by the EU Nitrates Directive. Agriculture, Ecosystems & Environment 192, 67-79.

Destain, J.P., François, E., Guiot, J., 1990. Fertilizer nitrogen budgets of ^{15}N-labelled sugarbeet (*Beta vulgaris*) tops and $Na^{15}NO_3$ dressings split-applied to winter wheat (*Triticum aestivum*) in microplots on a loam soil. Plant and Soil 124, 257-259.

Geypens, M., Vandendriessche, H., Bries, J., Carlier, L., Baert, J., 1992. Judicious use of animal manure. Revue de l'Agriculture/Landbouwtijdschrift 45, 297-308.

Hofman, G., Demyttenaere, P., Ossemerct, C., Ide, G., Van Ruymbeke, M., 1987. Nitrate nitrogen losses by leaching in a region of intensive cultivation of vegetables. Proceedings 5de Internationale CIEC Symposium, Balatonfüred, p. 110-114.

Hofman, G., Van Ruymbeke, M., Ossemerct, C., Ide, G., 1981. Residual nitrate nitrogen in sandy loam soils in a moderate marine climate. Pedologie 31, 329-346.

Neeteson, J.J., Whitmore, A.P., 1997. Sustainable nitrogen management in intensive vegetable production. In: Lian, S., Wang, C.H., Lee, Y.C. (Eds.), Analysis of fertilizer response and efficiency in vegetable production in the HSILO Area. Food & Fertilizer Technology Center, Taipei, p. 1-9.

Oosterbaan, R.J., Sharma, D.P., Singh, K.N., 1990. Crop production and soil salinity: Evaluation of field data from India by segmented linear regression. Symposium 'Land Drainage for Salinity Control in Arid and Semi-Arid Regions', Vol. 3, Cairo, p. 373-382.

Overman, A.R., Scholtz III, R.V., Martin, F.G., 2003. In defense of the extended logistic model of crop production. Communications in Soil Science and Plant Analysis 34, 851–864.

Postma, R., Dekker, P., van Schöll, L., Paauw, J., Wijnholds, K., Verstegen, H., 2009. Toetsing van meststoffen en bemestingssystemen in de aardappelteelt: veldproeven 2006-2008. Nutriënten Management Instituut (NMI), Wageningen, 49 p.

Schröder, J.J., Assinck, F.B.T., Uenk, D., Velthof, G.L., 2010. Nitrate leaching from cut grassland as affected by the substitution of slurry with nitrogen mineral fertilizer on two soil types. Grass and Forage Science 65, 49-57.

Schröder, J.J., Jansen, A.G., Hilhorst, G.J., 2005. Long-term nitrogen supply from cattle slurry. Soil Use and Management 21, 196–204.

Schröder, J.J., Uenk, D., Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. Plant and Soil 299, 83–99.

van Dijk, W., van Dam, A.M., van Middelkoop, J.C., de Ruijter, F.J., Zwart, K.B., 2005. Onderbouwing N-werkingscoëfficiënt overige organische meststoffen. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO), Wageningen, 50 p.

17 FOSFORCYCLUS IN LANDBOUWBODEMS: EEN LITERATUURSTUDIE

Amery F.[1], Vandecasteele B.[1]

[1] *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke*

17.1 KADERING LITERATUURSTUDIE

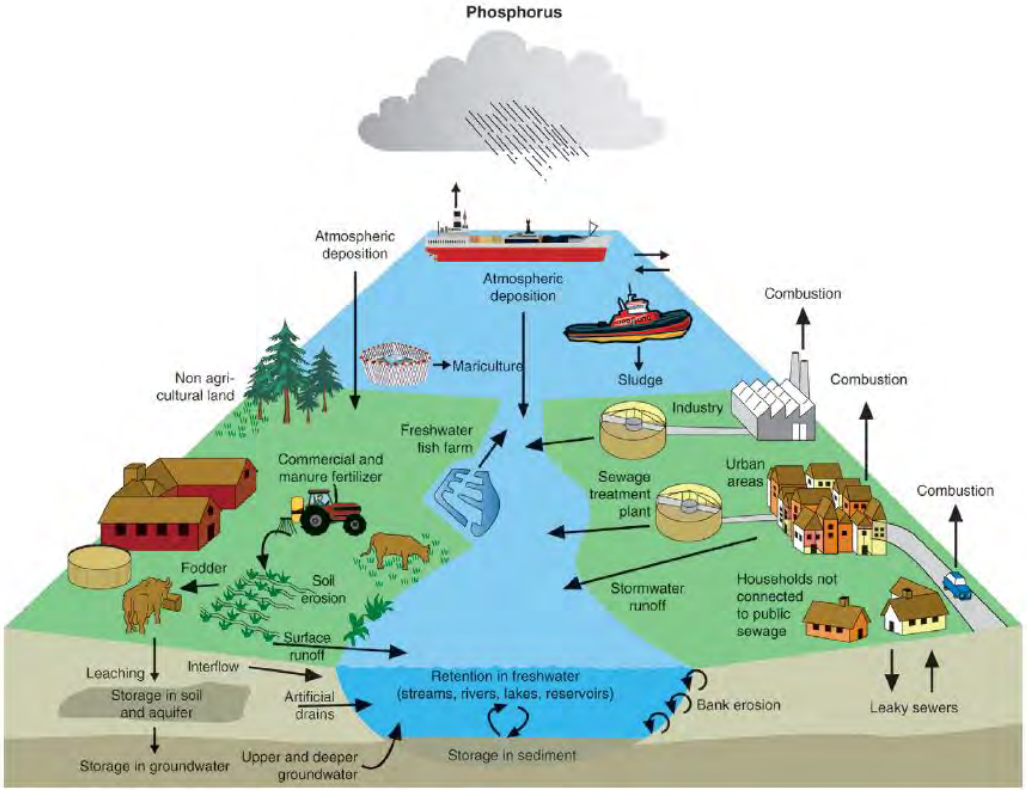
De groeiende fosforproblematiek (zie 17.2) is de aanleiding voor steeds meer onderzoek en studies rond dit nutriënt. In 2012-2014 werd bij ILVO een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de huidige stand van zaken i.v.m. de kennis rond fosfor in de landbouw, met nadruk op de situatie in Vlaanderen.

17.2 INLEIDING

Fosfor (P) is een natuurlijk voorkomend element dat in tal van natuurlijke en menselijk beïnvloede processen gebruikt wordt. Door uitbreiding van de wereldpopulatie, verstedelijking en intensieve landbouw wordt steeds meer fosfor gebruikt (Anon., 2013d). Fosfor kan ontgonnen worden in een beperkt aantal landen, met de grootste voorraden in Marokko/West-Sahara, China en de VS (Anon., 2013b). De beperktheid van de fosforvoorraad en ligging in minder stabiele landen buiten de EU uitte zich in 2007-2008 in een 7-voudige prijsstijging in de EU. In tegenstelling tot eerdere pessimistische voorspellingen (Cordell *et al.*, 2009) is er echter wellicht genoeg reserve voor meerdere generaties (370 jaar?) (Scholz *et al.*, 2013; Anon., 2013b). De boodschap blijft evenwel dat de fosforbron eindig is.

Fosfor is een noodzakelijk nutriënt voor plantengroei en dierproductie. Van de totale fosfaatontginning van 27,9 miljoen ton P in 2011 werd 82% voor kunstmest en 7% voor diervoeder gebruikt (Scholz et al., 2013). Een teveel aan P in dier- of plantenvoeding is niet rechtstreeks schadelijk, maar via verliezen kan het voor eutrofiëring van waterlichamen zorgen (zie Figuur 1). Ook vanuit huishoudens en industrie wordt fosfor naar het milieu geloosd (Coppens *et al.*, 2013). Omdat fosfor over het algemeen het limiterend nutriënt voor algengroei in oppervlaktewater is, kunnen de fosforverliezen vanuit puntbronnen en diffuse bronnen de ecologische waterkwaliteit verminderen.

Vanuit deze dubbele fosforproblematiek (potentieel toekomstig fosfortekort en eutrofiëring) werd op de European Sustainable Phosphorus Conference in 2013 (Brussel) opgeroepen om meer fosfor te hergebruiken, minder verlies en een hogere efficiëntie te creëren (Anon., 2013c). In deze literatuurstudie wordt voornamelijk ingegaan op de problematiek van eutrofiëring en de relatie met landbouw.



Figuur 1. Schematische weergave van verschillende puntbronnen en diffuse bronnen van P naar het watermilieu en opslag van P in het landschap (Kronvang et al., 2009)

17.3 Fosfor in waterlichamen

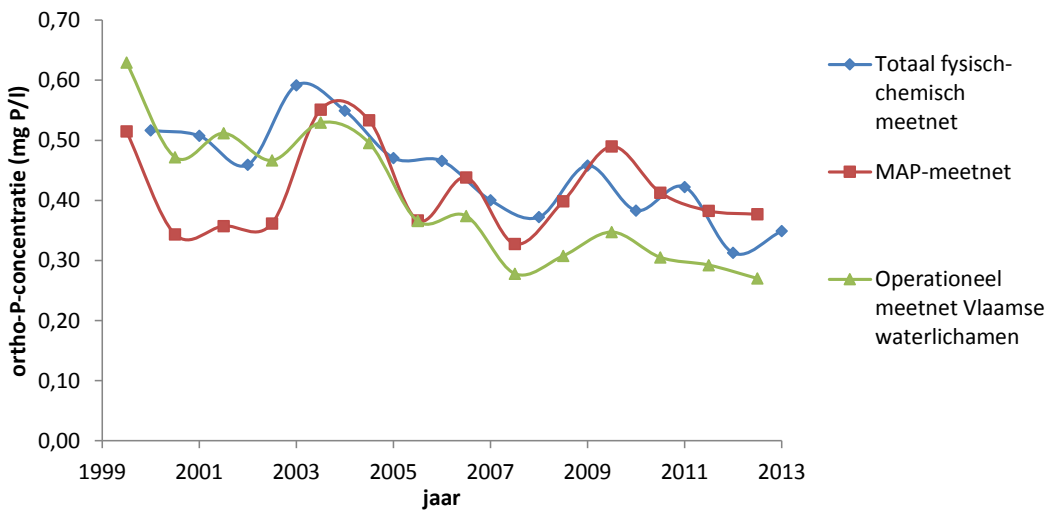
Te hoge fosforconcentraties in oppervlaktewater kunnen algenbloei en daardoor vermindering van ecologische waterkwaliteit veroorzaken. Op aansturen van de Kaderrichtlijn Water (KRW, Anon., 2000) worden in Europa ruwweg twee fosformetingen gemonitord en geëvalueerd: de totale fosforconcentratie en de orthofosforconcentratie. Door verschillen in meetmethodes en filtering van waterstalen zijn echter grote verschillen tussen lidstaten mogelijk, en de relatie met biobeschikbaarheid voor algen is niet altijd duidelijk (voorwerp van huidig onderzoek aan KU Leuven, Afdeling Bodem- en Waterbeheer). Vanuit de KRW moeten alle Europese lidstaten milieukwaliteitsnormen opstellen, specifiek voor de types waterlichamen aanwezig in de lidstaten. Via een niet-bindend 'guidance document' (Anon., 2003) en een Europese intercalibratie zijn deze normen geharmoniseerd tussen de lidstaten, maar wel niet dezelfde. In Vlaanderen zijn er oppervlaktewaternormen voor de orthofosforconcentratie (slechts beperkt gefilterd, enkel voor rivieren) en totale fosforconcentratie (meren en rivieren) opgesteld aan de hand van een INBO-studie (Schneiders, 2007; geen uitgebreid rapport opgemaakt) en een Nederlandse studie (Heinis & Evers, 2007) (Tabel 1). Vergelijking met de typespecifieke normen in andere Europese landen is moeilijk maar algemeen zijn de Vlaamse KRW-normen eerder gemiddeld (Claussen *et al.*, 2012). Vanuit Europa zijn fosfornormen voor grondwater momenteel nog niet verplicht, maar deze zijn in Vlaanderen wel reeds opgesteld. De maximaal toelaatbare concentratie bedraagt 1,34 mg o-PO4/l, oftewel 0,44 mg o-P/l (Anon., 2010a). Indien de achtergrondwaarde van een grondwaterlichaam hoger is dan deze norm, is die specifieke achtergrondwaarde de norm voor dit specifiek

waterlichaam (Anon., 2010a). De generieke norm is niet opgesteld op basis van beschikbaarheidstesten maar als het naar beneden afgeronde gemiddelde van waargenomen fosforconcentraties van ruw grondwater verkregen van PIDPA (Antwerpse Drinkwatermaatschappij) (Anon., 1998).

Tabel 1. Typespecifieke normen voor fosforconcentratie in Vlaamse oppervlaktewaters (Anon., 2010b)

Parameter	Type water	Norm
Totaal P (mg/L) (zomergemiddelde)	Rivieren	0,14
	Meren	0,03-0,11
Ortho-P (mg/L) (jaargemiddelde)	Grote rivieren, brakke polderwaterlopen, estuaria	0,14
	Kleine en zeer grote rivieren	0,12
	Beken, zoete polderwaterlopen	0,10
	Kempische beken	0,07

In het Vlaamse grondwater worden nauwelijks overschrijdingen van de fosfornorm waargenomen (Vlaamse Landmaatschappij, 2014). In het oppervlaktewater worden de normen voor *orthofosfor*concentratie in alle meetnetten algemeen overschreden (Van Steertegem, 2013) (Figuur 2). Vooral meetpunten in West-Vlaanderen scoren slecht (Vlaamse Landmaatschappij, 2014). In winterjaar 2012-2013 voldeed 68% van de MAP-meetpunten niet aan de orthofosfornorm. Er zijn geen recent merkbare positieve of negatieve evoluties in de gemeten fosforconcentraties in het MAP-meetnet. Een daling is wel vastgesteld in het algemene fysisch-chemisch meetnet en het Operationeel Meetnet Vlaamse Waterlichamen (grotere waterlopen, KRW). In deze laatste meetnetten is de evaluatie op vlak van de *totale* fosforconcentratie echter nog een pak slechter. Zo scoort in het fysisch-chemisch meetnet 18% van de meetpunten goed voor de orthofosforconcentratie, terwijl dit maar 7% is voor de totale fosforconcentratie.



Figuur 2. Evolutie van de gemiddelde orthofosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet van VMM (blauw), het MAP-meetnet (rood) en het operationeel meetnet Vlaamse waterlichamen (KRW, groen) in de tijd (bron: VMM)

17.4 Impact van de verschillende sectoren op de fosforproblematiek

De landbouwsector wordt steevast genoemd als één van de bijdragers aan de fosfordruk op waterlichamen. In Vlaanderen werd het aandeel van landbouw op de totale fosforvracht richting water in 2009 op 35% geschat, ten opzichte van 34% voor huishoudens en 31% voor industrie (Coppens *et al.*, 2013). De fosforverliezen vanuit landbouw zijn voornamelijk diffuus, terwijl er vanuit huishoudens en industrie meer puntlozingen zijn (Figuur 1). Deze puntfosforbelastingen zijn relatief meer risicovol voor algenbloei dan diffuse verliezen doordat puntbronnen relatief het belangrijkst zijn in kritieke periodes voor algenbloei (zomer) (Crossman et al., 2013). Bovendien is het aandeel van opgeloste fosfor, dat meest beschikbaar is voor algen, vanuit puntbronnen groter dan vanuit diffuse bronnen (Ekholm & Krogerus, 2003; Edwards & Withers, 2007). Belangrijke puntbronnen zijn rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) en bedrijfslozingen. In 2011 voldeden 46 RWZI's niet aan de Vlarem-norm (1 of 2 mg P/l en 80% verwijderingspercentage) (bron: VMM). Ook bedrijven mogen meestal 1 of 2 mg P/l lozen (Anon., 2012). Sommige bedrijven mogen zelfs tot 100 mg P/l lozen, wat ver boven de KRW-norm van 0,14 mg P/l in rivieren ligt.

17.5 Fosforverliezen vanuit landbouwbodems

Hoewel fosfor gekend staat als relatief immobiel, kunnen kleine fosforverliezen vanuit landbouwbodems (1-2 kg P_2O_5/ha/jr, enkele percenten van een doorsnee bemestingsdosis) reeds verantwoordelijk zijn voor overschrijdingen van fosfornormen in grond- en oppervlaktewater. Fosforverliezen zijn zowel gespreid in de tijd (meer na bemesting en hevige regenval) als in de ruimte (meer uit de zogenaamde 'hot spots'). Fosfor kan vanuit bodems naar grond- en oppervlaktewater getransporteerd worden via oppervlakkige afspoeling (inclusief erosie), uitloging (verticaal), interflow (laterale waterstroom onder het bodemoppervlak), artificiële drainage en grondwatertransport. Terwijl in vele landen afspoeling en erosie de belangrijkste verliesroutes zijn, is in vlakke gebieden zoals Vlaanderen de fosforuitloging niet te verwaarlozen (Chardon & Schoumans, 2007). Deze laatste is vooral belangrijk in zandgronden. In kleigronden treden eerder oppervlakkige verliezen op, maar veel hangt af van de lokale situatie. In afspoelingswater domineert particulair fosfor, dit is fosfor in/op zeer kleine vaste deeltjes (Heathwaite, 1997), terwijl in uitlogingswater opgeloste fosfor de belangrijkste fosforfractie vormt (Turner & Haygarth, 2000). Toch zijn ook particulaire en organische fosforvormen, zeker in kleibodems, niet te verwaarlozen in uitlogingswater.

Het risico op fosforverlies vanuit bodems wordt door talrijke factoren bepaald. Een belangrijke factor is het bodemfosforgehalte: hoe meer fosfor in de bodem aanwezig, hoe groter het verliesrisico. Het bodemfosforgehalte kan gemeten worden met landbouwkundige of milieukundige meetmethodes (zie 17.6), waarbij de ideale staalnamediepte afhankelijk is van de dominerende verliesroute. In Vlaanderen wordt voor kalkarme zandgronden gebruik gemaakt van de fosfaatverzadigingsgraad (FVG), een bodemfosforgehalte gecorrigeerd voor het fosforbufferend vermogen bepaald door het ijzer- en aluminiumgehalte (van der Zee *et al.*, 1990). Uit literatuurgegevens blijkt dat het bodemfosforgehalte gemeten door verschillende methodes vaak wel maar soms ook niet het risico op fosforverliezen bepaalt (Brookes *et al.*, 1997; Leinweber *et al.*, 1999;

Godlinski *et al.*, 2004). Mogelijke oorzaken van afwezigheid of variaties van correlaties zijn verschillen in hydrologie, connectiviteit, bodemkarakteristieken,… De gevonden relaties zijn vaak lineair of exponentieel met een drempelwaarde; vanaf dit punt worden sterk verhoogde fosforverliezen waargenomen (groene lijn in Figuur 3). Er is geen bodemfosformeetmethode die over de verschillende studies heen beduidend beter scoort in zijn relatie met de fosforverliezen, dan de anderen. Een geschikte meetmethode is afhankelijk van de belangrijkste verliesroute, en het belang van de kosten, accuraatheid, gevoeligheid en onafhankelijkheid.

Ook andere bodemeigenschappen kunnen het risico op fosforverliezen beïnvloeden. Bodems met veel ijzer, aluminium en/of calcium zijn over het algemeen minder gevoelig aan fosforuitloging. Zandbodems zijn algemeen minder vatbaar voor oppervlakkige verliezen maar meer gevoelig aan uitloging ten opzichte van kleibodems (Schelde *et al.*, 2006; Debien *et al.*, 2012). Landbouwmanagement dat erosie beperkt in erosiegevoelige percelen (door gewaskeuze, niet-kerende bodembewerking, bedekkingsgraad,…), kunnen particulaire fosforverliezen reduceren. Niet-kerende bodembewerking kan de opgeloste fosforconcentratie in oppervlakkige afspoeling echter doen toenemen (Ulén et al., 2010), terwijl kalktoediening de fosforverliezen soms kan verminderen.

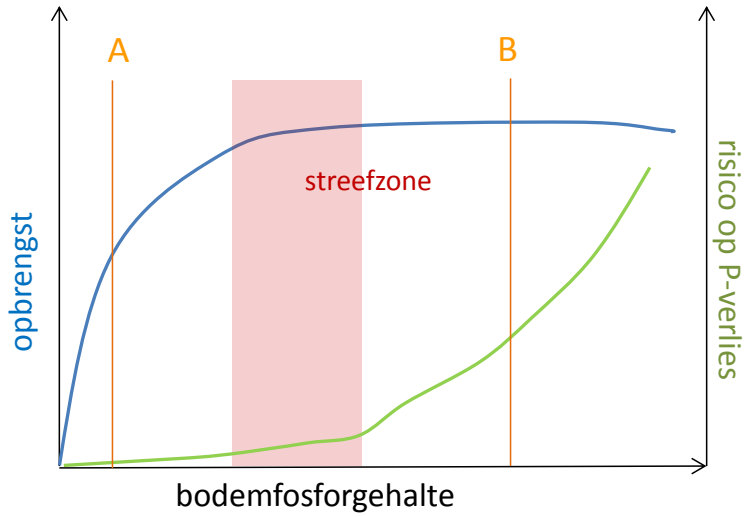
Bemestingsdosissen kunnen op lange termijn fosforverliezen beïnvloeden door het effect op het bodemfosforgehalte. Op korte termijn kan bemesting incidentele verliezen veroorzaken, vooral bij hevige regenval kort na bemesten (Haygarth & Jarvis, 1999). In de internationale literatuur zijn er geen eenduidige hogere of lagere fosforverliezen uit kunstmest versus organische mest terug te vinden. In Vlaanderen werd recent vastgesteld dat fosfor uit stalmest relatief meer en compost relatief minder fosforverliezen dan kunstmest veroorzaakt (zie Hoofdstuk 8 in deze ILVO-mededeling (Vanden Nest et al.)).

Terwijl bovenstaande factoren het risico op fosforverliezen bepalen, worden de werkelijke fosforverliezen vooral beïnvloed door hydrologie en connectiviteit met ontvangende waters (Turner & Haygarth, 2000). Deze zijn moeilijker in te schatten, maar kunnen deels in rekening gebracht worden met de berekening van een fosforindex. Daarbij worden niet alleen de bron- maar ook de transportfactoren gescoord. De accuraatheid van deze fosforindices en de bruikbaarheid in gebieden waar fosforuitloging belangrijk is, staan ter discussie (Nelson & Shober, 2012; Schoumans *et al.*, 2013). Er bestaan ook computermodellen die fosforverliezen voorspellen op basis van hydrologische, landbouwkundige en bodemkundige gegevens. In Vlaanderen wordt momenteel het ArcNEMO-model op punt gesteld.

17.6 Fosforbeschikbaarheid voor de plant

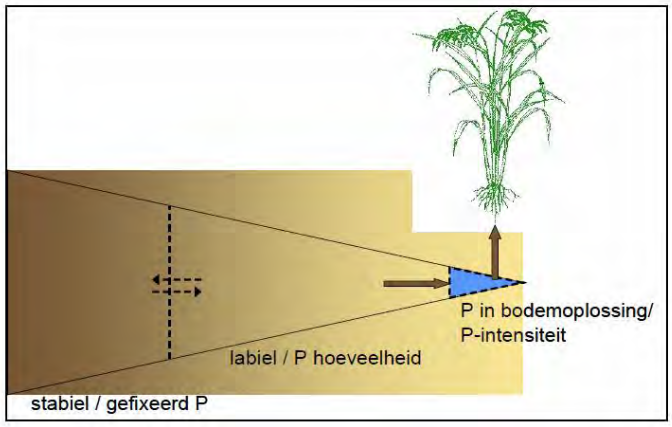
Uit deel 17.5 blijkt dat het risico op fosforverliezen toeneemt bij hogere bodemfosforgehalten (groene lijn in Figuur 3). Echter, er is voldoende fosfor in de bodem nodig om een goede gewasopbrengst te behalen (blauwe lijn in Figuur 3). Fosfor in de bodem is aanwezig in het waterige deel van de bodem (kleine fractie) en in het vaste bodemdeel (grootste fractie) (Figuur 4). Planten kunnen enkel fosfor opnemen uit het waterige bodemdeel, maar bij depletie (lediging) wordt fosfor aangevuld vanuit de vaste bodemfractie (Syers *et al.*, 2008). Fosfor wordt op verschillende manieren vastgelegd in

de vaste bodemfractie, zodat de snelheid van vrijkomen van de verschillende fosforcomponenten sterk verschilt. Bijgevolg is het bepalen van de plantbeschikbare fosforfractie niet eenvoudig.



Figuur 3. Evolutie van de gewasopbrengst (blauwe curve) en risico op fosforverliezen (groene curve) bij toenemende fosforbeschikbaarheid in de bodem. Bodem A heeft een lagere fosforbeschikbaarheid dan in de streefzone en daardoor een lagere opbrengst dan optimaal. Bodem B heeft een hogere fosforbeschikbaarheid dan in de streefzone en daardoor goede opbrengsten maar een hoger risico op fosforverliezen dan optimaal

De meest gebruikte methodes voor het bepalen van de fosforbeschikbaarheid in een bodem zijn chemische extracties. Een bodemstaal wordt geschud in een extractiemiddel dat door chemische reacties bepaalde fosforfracties in oplossing brengt en die dan als beschikbaar gecatalogeerd worden. Deze extractiemiddelen kunnen eerder zwak zijn, waardoor ze een maat zijn voor de fosfor*intensiteit*, i.e. de fosforbeschikbaarheid op korte termijn. Veel extractiemiddelen zijn vrij sterk waardoor ze een maat zijn voor de fosfor*capaciteit* of de fosforbeschikbaarheid over langere termijn (Dekker & Postma, 2008).



Figuur 4. De direct plantbeschikbare fosforfractie in de bodemoplossing kan aangevuld worden vanuit de labiele vaste fase (uit Bussink et al. (2011a))

Doordat chemische extractiemiddelen helemaal anders werken dan plantenwortels is er niet altijd een goede correlatie tussen de gemeten fosforbeschikbaarheid en de gewasopbrengst of P-opname door het gewas (Holford, 1997). Chemische extractiemiddelen zijn aantrekkelijk wegens snel, maar ze kunnen ook niet-beschikbare fracties mobiliseren en zijn afhankelijk van het bodemtype. Ze brengen beïnvloedende factoren als bodemstructuur, beworteling en vochtgehalte niet in rekening. In Europa worden diverse extractiemethodes toegepast, en de resultaten van de ene methode zijn moeilijk te converteren naar resultaten van een andere methode (Ehlert *et al.*, 2014).

In Vlaanderen, Nederland (grasland), Hongarije, Zweden, Noorwegen, Slovenië en Litouwen is de standaardmethode om de fosforbeschikbaarheid te bepalen een extractie met ammoniumlactaat in azijnzuur op pH 3,75 (P-AL). Dit zure extractiemiddel maakt relatief veel P van de vaste fractie vrij waardoor het bekomen P-AL getal eerder een maat is voor de fosforcapaciteit. Er zijn weinig studies beschikbaar die het P-AL getal linken aan de gewasopbrengst of P-opname. Wellicht overschat het P-AL getal de fosforbeschikbaarheid in kalkrijke bodems (Otabbong *et al.*, 2009). In Nederland worden ook extracties gebruikt die meer de fosforintensiteit van een bodem weergeven, namelijk extracties met water en 0,01 M $CaCl_2$ (P-$CaCl_2$).

Het proces van depletie van P in de waterige bodemfase door gewasopname gevolgd door aanvulling vanuit de vaste fase, wordt door chemische extracties niet op een mechanistische manier in rekening gebracht. Er zijn echter alternatieve methodes die dit beter doen en daardoor vaak betere relaties geven met de gewasopbrengst of P-opname, en minder afhankelijk zijn van het bodemtype. Voorbeelden zijn het combineren van chemische extracties die een beeld geven van de fosforintensiteit en de fosforcapaciteit, zoals de combinatie van een 0,01 M $CaCl_2$-extractie en P-AL in Nederland voor bemestingsadviezen. Deze Nederlandse methode geeft betere relaties met fosforbeschikbaarheid voor het gewas en geeft een genuanceerder beeld van de fosfortoestand van de bodem dan op basis van een enkele chemische extractie (van Rotterdam-Los, 2010; Bussink *et al.*, 2011a; Bussink *et al.*, 2011b; Ehlert *et al.*, 2014). Een ander alternatief is het toepassen van *sink*-methodes die gelijkaardige processen als een plantenwortel in de bodem initiëren. Hoewel deze alternatieven vaak de reële fosforbeschikbaarheid beter voorspellen dan enkelvoudige chemische extracties, hebben ze andere nadelen als omslachtigheid en/of kosten. De ideale methode bestaat bijgevolg niet, en elke fosforbeschikbaarheidsmeting moet daarom met de nodige omzichtigheid behandeld worden.

De fosforbeschikbaarheid in de bodem kan beïnvloed worden door vastleggende componenten (zoals ijzer, aluminium en calcium), pH, vochtgehalte, … Toch worden in grote studies of datasets over uitgestrekte gebieden vaak geen verbanden gevonden tussen deze factoren en de fosforbeschikbaarheid (Neyroud & Lischer, 2003). Wellicht worden de effecten gemaskeerd door de verschillen in bemestingsintensiteit van de verschillende percelen, een zeer bepalende factor voor de fosforbeschikbaarheid over lange termijn. Een eenmalige bemestingsdosis kan de fosforbeschikbaarheid nauwelijks wijzigen, tenzij bij zeer beperkte fosforbuffercapaciteit. Voor de gewasopbrengst is vooral de fosforbeschikbaarheid, veeleer dan de bemestingsdosis, bepalend (Johnston, 2000;

Dekker & Postma, 2008; Bussink *et al.*, 2011b) (blauwe lijn in Figuur 3). Een groot deel (80-95%) van de via bemesting toegediende fosfor wordt in het eerste jaar niet opgenomen door het gewas maar gaat deel uitmaken van de fosforvoorraad van de bodem die de fosforbeschikbaarheid in de bodem bepaalt.

17.7 Een streefzone voor fosforbeschikbaarheid

Voor het milieu mag de fosforbeschikbaarheid in de bodem niet te hoog zijn, voor de gewasopbrengsten mag ze niet te laag zijn (Figuur 3). Enkele studies (Tunney *et al.*, 2002; McDowell, 2012) geven aan dat er wellicht een 'streefzone' kan gedefinieerd worden tussen de drempelwaarden voor opbrengstreducties en voor risicotoename op fosforverliezen: een optimale zone waarin milieukundige en landbouwkundige belangen verenigd worden. Bij lagere fosforbeschikbaarheid, links van de streefzone (bijvoorbeeld A in Figuur 3), zijn de opbrengsten te laag. Bij hogere fosforbeschikbaarheid, rechts van de streefzone (bijvoorbeeld B in Figuur 3), is het risico op fosforverliezen te hoog.

Het is momenteel onduidelijk waar de streefzone voor de Vlaamse omstandigheden exact gesitueerd is. Daarvoor moet een goede fosforbeschikbaarheidstest gekozen worden, en zowel de opbrengsten als de fosforverliezen moeten gekalibreerd worden met behulp van deze test. De Bodemkundige Dienst van België (BDB) heeft voor het opstellen van zijn fosforbemestingsadviezen (zie 17.9) ook een streefzone voor fosforbeschikbaarheid (P-AL, zie 17.6) opgesteld, maar louter op basis van een opbrengstcurve (blauwe lijn in Figuur 3). Daardoor is deze BDB-streefzone wellicht vrij hoog, zeker indien we deze vergelijken met andere Europese landen (zie Figuur 5). Desondanks had in 2008-2011 56% van de gemeten weilandstalen en 77% van de akkerbouwstalen een fosforgehalte boven deze BDB-streefzone (Maes et al., 2012). Vele Vlaamse bodems, vooral in West- en Oost-Vlaanderen, bevinden zich dus wellicht rond positie B in Figuur 3. Voor deze bodems is vanuit milieustandpunt een reductie van het bodemfosforgehalte wenselijk, en dit kan het best bekomen worden door de fosforbemesting te beperken. Het effect van gereduceerde fosforbemesting op opbrengst en bodem wordt besproken onder 17.8. Daarnaast wordt besproken op welke manier er zowel vanuit positie A als positie B (Figuur 3) op termijn naar de streefzone kan geëvolueerd worden: met behulp van bemestingsadviezen (zie 17.9) en met behulp van bemestingsnormen (zie 17.10).

17.8 Effect van gereduceerde fosforbemesting op opbrengst en bodem

Er heerst terughoudendheid voor het terugschroeven van de fosforbemesting. Ten eerste heeft een vermindering van de fosforbemesting een beperking van de aanvoer van organische koolstof tot gevolg, wat belangrijk is voor de bodemvruchtbaarheid. Strategieën om de bodemvruchtbaarheid op peil te houden bij beperkte fosforverliezen worden besproken in Hoofdstuk 8 in deze ILVO-mededeling (Vanden Nest et al.). Daarnaast worden negatieve effecten van gereduceerde bemesting op opbrengst en bodemfosforgehalte gevreesd. De effecten hangen sterk af van het initiële bodemfosforgehalte. Gewassen geteeld op bodems met een grote fosforvoorraad of een grote fosforbuffercapaciteit zullen zelfs bij nulbemesting veel langer optimale opbrengstscijfers tonen dan op bodems met een kleine fosforvoorraad of

fosforbuffercapaciteit (Murphy *et al.*, 2013). Op dit vlak zitten we in Vlaanderen bij de meeste bodems goed (zie 17.7). Effecten zullen sneller tot uiting komen bij een groot verschil tussen de bemeste fosforhoeveelheid en de door het gewas afgevoerde fosforhoeveelheid. Deze afvoercijfers verschillen sterk tussen gewassen (hoogst voor gras), nemen toe bij hogere opbrengst en bij hoog bodemfosforgehalte (luxeconsumptie) (Ehlert *et al.*, 2009).

Verschillende lange termijn-experimenten op grasland tonen dat er gevolgen zijn van gereduceerde fosforbemesting op grasland. Zelfs indien meer fosfor wordt toegediend dan geëxporteerd door het gewas, kunnen verschillen in grasopbrengst geobserveerd worden. Deze variëren tussen 0,9 ton/ha voor een zeer fosforarme bodem tot geen verschillen voor een bodem in de fosforklasse 'tamelijk hoog'. Algemeen worden geen of nauwelijks effecten gevonden bij bodemfosforgehaltes boven de streefzone. Effecten van gereduceerde bemesting op fosforgehaltes in het gras manifesteren zich sneller dan effecten op opbrengst. Dalingen tot 1 g P/kg werden vastgesteld bij 80 kg P_2O_5/ha/jaar minder bemesten (laag tot tamelijk laag bodemfosforgehalte), tot zelfs grasfosforgehaltes onder de kritieke waarde voor veevoeder (3,5 g P/kg).

Meer dan 20 lange termijn experimenten met akkerbouwgewassen tonen aan dat er bijna nooit opbrengsttoenames mogelijk zijn bij bemesten met grotere fosforhoeveelheden dan geëxporteerd door het gewas. Er zijn wel opbrengstverschillen mogelijk tussen nulbemesting en evenwichtsbemesting (bemesting = gewasexport), en dit hangt af van de duur van het veldexperiment en het initiële bodemfosforgehalte. Bij experimenten korter dan 10 jaar worden nagenoeg geen opbrengstreducties bij nulbemesting waargenomen. Dit is wel het geval voor studies die langer dan 10 jaar lopen. Voor bodems met een laag fosforgehalte is dit een reductie van 10% tot 30%, voor een initieel voldoende fosforgehalte zijn deze verschillen afwezig of kleiner dan 10%. Voor bodems met een hoog fosforgehalte wordt in de eerste twintig jaar geen of nauwelijks een effect verwacht, daarna zijn wel verschillen mogelijk maar deze zijn beperkt tot 10%. Een uitzondering op dit alles vormen de aardappelen: voor dit fosforbehoeftig gewas kunnen de verschillen tussen de bemestingsniveaus groter zijn en sneller optreden dan voor andere gewassen.

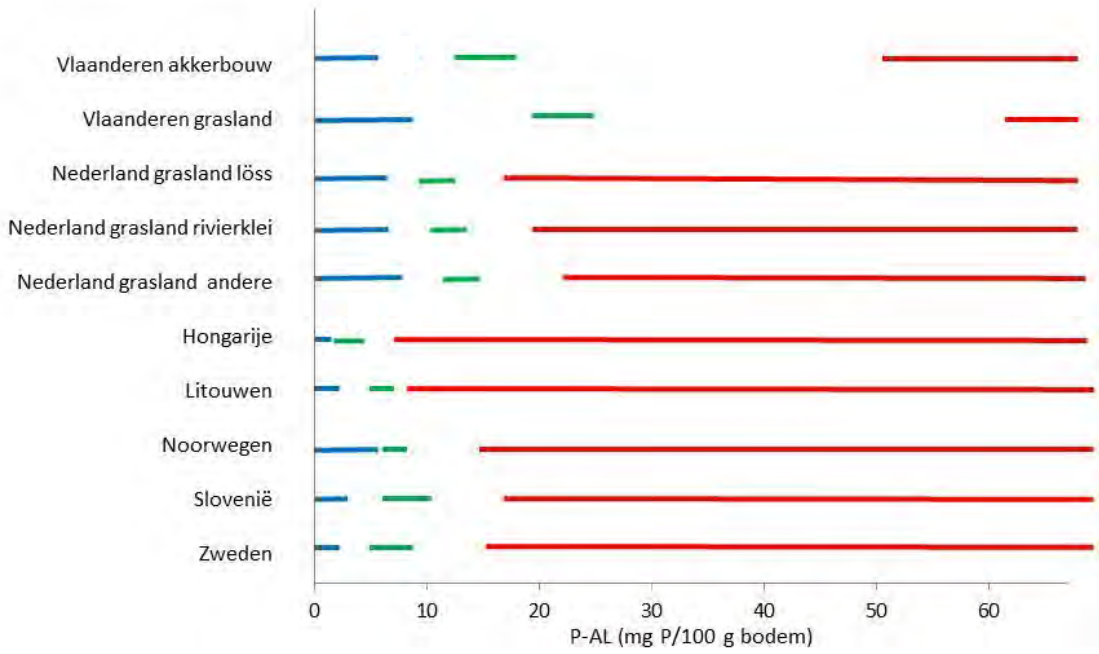
Effecten van gereduceerde bemesting op gewaskwaliteit, andere dan effecten op opbrengst, worden nauwelijks geobserveerd (Greenwood et al., 1980). Effecten van gereduceerde bemesting op het bodemfosforgehalte verschillen sterk van studie tot studie, en zijn sterk afhankelijk van de gebruikte analysemethode. Sterke chemische extractanten detecteren maar zeer traag evoluties, terwijl mildere extractanten sneller veranderingen opsporen (Ehlert *et al.*, 2014).

Er kan besloten worden dat bodems met een meer dan voldoende fosforgehalte zeker meerdere jaren met een fosforbemesting lager dan de fosforexport kunnen zonder gevolgen voor het gewas. Enkel bij lage bodemfosforgehaltes, en zeker bij fosforbehoeftige gewassen en gras (fosforgehalte) kunnen suboptimale toestanden optreden bij verminderde bemesting.

17.9 Fosforbemestingsadviezen

Fosforbemestingsadviezen worden door verschillende instellingen gegeven om landbouwers te helpen in het bepalen van de optimale fosforbemestingshoeveelheden. Een eerste stap in het opstellen van bemestingsadviezen is het bepalen van de fosforbeschikbaarheid in de bodem (Jordan-Meille et al., 2012). Over het algemeen gebeurt dit met behulp van een chemische extractie (zie 17.6 voor voor- en nadelen). Er worden in Europa zeer veel verschillende extractiemethodes gebruikt. Vervolgens wordt de fosforbeschikbaarheid met behulp van responscurves gekalibreerd, wat resulteert in fosforfertiliteitsklassen van (zeer) laag tot (zeer) hoog. Als derde stap worden op basis van stap 1 en 2 de geadviseerde bemestingsdosissen berekend. Over het algemeen is het doel om de fosforbeschikbaarheid tot een bepaalde streefwaarde te brengen die een bepaalde gewasopbrengst verzekert, en om deze streefwaarde te behouden door de gewasexport te balanceren met de bemestingsinput. Adviesinstellingen zijn soms weigerachtig om informatie over het opstellen van de bemestingsadviezen te verstrekken, waardoor de adviezen moeilijk te evalueren zijn.

In Vlaanderen worden de meeste fosforbemestingsadviezen door de Bodemkundige Dienst van België gegeven. De fosforbeschikbaarheid wordt bepaald met behulp van een ammoniumlactaatextractie (P-AL) van de bodem (stap 1). Er is een classificatie van de fosforbeschikbaarheid (stap 2) in 7 klassen, verschillend voor grasland en akkerbouw (Maes et al., 2012). De fosforbemestingsadviezen (stap 3) zijn gebaseerd op oudere veldproeven, maar het Bemex-systeem wordt geactualiseerd met recente data. Akkerbouwgewassen en vollegrondsgroenten krijgen in Nederland zowel een bodem- als een gewasgericht bemestingsadvies (de Haan & van Geel, 2013). Momenteel gebeurt het gewasgericht advies op basis van Pw (waterextractie), maar voor maïs is dit reeds gewijzigd naar een vernieuwd advies op basis van P-AL en een $CaCl_2$-extractie (Bussink et al., 2011a). Ook voor grasland is het advies veranderd naar een advies op basis van deze beter onderbouwde (mechanistische) fosforbeschikbaarheidsmeting (Bussink et al., 2011b). Opbrengsten en fosforgehaltes in gewas worden zo beter voorspeld. De nieuwe adviezen liggen over het algemeen lager dan vroeger, en fosforgebrek wordt beter opgespoord. De nieuwe adviezen zijn geleidelijk ingevoerd en worden door de Nederlandse landbouworganisaties ondersteund.



Figuur 5. Fosforbeschikbaarheidsklassen van verschillende Europese landen volgens P-AL-gehalte voor de klasse zeer laag (blauw), medium/streefzone (groen) en zeer hoog (rood) (Aurell, 2000; Krogstad et al., 2008; Schoumans et al., 2011; Hoeks et al., 2012; Jordan-Meille et al., 2012)

Er zijn grote verschillen in fosforbemestingsadviezen in Europa, niet alleen door variaties in klimaat en bodemtypes (Jordan-Meille et al., 2012). Verschillen in staalnamemethodiek en extractietechniek veroorzaken al verschillen in stap 1 van de adviesopstelling. Zelf bij eenzelfde bodemfosfortest kan de classificatie van de fosforbeschikbaarheid (stap 2) sterk verschillen. Vlaanderen heeft grenzen voor de fosforbeschikbaarheidsklassen die tot 6 keer hoger liggen dan in andere landen die P-AL gebruiken (Figuur 5). Vlaamse graslandbodems die als 'tamelijk laag' voor fosfor beschouwd worden, kunnen in Nederland als 'zeer hoog' gecatalogeerd worden. Daardoor verschilt de berekening van de bemestingsadviezen (stap 3) ook sterk (Jordan-Meille et al., 2012). Vanuit Vlaamse Landmaatschappij wordt aangestuurd op een nieuw fosforbemestingsadviessysteem in Vlaanderen, waarbij rekening gehouden wordt met zowel de intensiteits- als capaciteitsparameters (buffercapaciteit), alsook met het risico op fosforverliezen (offerte-aanvraag "Milieukundig en economisch verantwoord fosforgebruik", besteknummer APLM/2014/3). Dergelijke bemestingsadviezen én de navolging door de landbouwers kunnen een evolutie van de huidige bodemfosforgehalten naar de streefzone (Figuur 3) bewerkstelligen.

17.10 Bemestingsnormen

Ook aangepaste bemestingsnormen kunnen een evolutie naar de streefzone bevorderen (Figuur 3). Op Europees niveau is er geen specifieke wetgeving over fosforgebruik in de landbouw. Fosforgebruik wordt soms gereguleerd in nationale of regionale wetgeving gerelateerd aan de Nitraatrichtlijn of de Kaderrichtlijn Water.

In Vlaanderen zijn de bemestingsnormen onder het huidige mestdecreet (Anon., 2011) verschillend per gewas (65-95 kg P_2O_5/ha/jaar) en zijn er lagere normen voor percelen in

fosfaatverzadigde gebieden (40 kg P_2O_5/ha/jaar). De normen resulteerden in een negatieve fosforbodembalans in 2010 (bemestingsdosis < gewasexport, bron: VMM), maar bieden weinig flexibiliteit om lage fosfortoestanden aan te pakken. In Nederland zijn de bemestingsnormen afhankelijk van de bodemfosfortoestand (50-120 kg P_2O_5/ha/jaar voor akkerbouw en 80-120 kg P_2O_5/ha/jaar voor grasland) waardoor zowel bodems met een lage (A in Figuur 3) als met een hoge bodemfosfortoestand (B in Figuur 3) naar een meer gemiddelde toestand kunnen evolueren (Anon., 2014b). In Ierland (Anon., 2014a) zijn de bemestingsnormen zowel naar gewas als naar bodemfosfortoestand gedifferentieerd en variëren van zeer laag (0 kg P_2O_5/ha/jaar) tot zeer hoog (286 P_2O_5/ha/jaar). Voor granen kunnen hogere normen bekomen worden bij bewezen hogere opbrengsten. In Noord-Ierland (Anon., 2006) moet het fosforbemestingsadvies gevolgd worden, wat tevens neerkomt op een bodem- en gewasdifferentiatie, maar enkel indien kunstmest gebruikt wordt. Frankrijk heeft geen nationale normen maar Bretagne heeft zijn eigen normen (80-95 P_2O_5/ha/jaar).

In Duitsland bestaan geen maximale bemestingsnormen (Anon., 2007), maar wordt de bodembalans beperkt tot 20 kg P_2O_5/ha/jaar (bovenop de gewasexport) over een periode van 6 jaar (eventueel iets hoger bij lage bodemfosfortoestand). Ook in Denemarken bestaan beperkingen voor de fosforsurplus, maar enkel voor bedrijven die uitbreiden of veranderen en die in of nabij Natura 2000-gebieden gelegen zijn (Anon., 2013a). In andere landen/regio's zoals Wallonië, Engeland, Wales, Schotland en Spanje bestaat geen wetgeving die de fosforbemesting beperkt,… In Finland en Luxemburg bestaat wel een vrijwillig systeem van agromilieumaatregelen dat de fosforbemesting beperkt en waaraan 95% van de boeren deelneemt. Meer details over de verschillende wetgevingen en hun vergelijking is te vinden in Amery & Schoumans (2014) en in Tabel 2.

Tabel 2. Bemestingsnormen voor gewassen bij voldoende/neutraal bodemfosforgehalte (kg P_2O_5/ha/jr) (uit: Amery & Schoumans (2014))

Land	Gras	Maïs	Granen	Aardappel	Suikerbiet
Oostenrijk	-	-	-	-	-
Vlaanderen	95	80	70–75	65	65
Wallonië	-	-	-	-	-
Tsjechië	-	-	-	-	-
Denemarken	-	-	-	-	-
Engeland, Schotland en Wales	-	-	-	-	-
Estland	57 (mest) 46–60 (+KM)	57 (mest) 69 (+ KM)	57 (mest) 34–66 (+KM)	57 (mest) 126–149 (+KM)	57 (mest)
Finland	18–55[c]	69[c]	18–32[c]	126[c]	98[c]
Bretagne	80–95 of P-export	80–95 of P-export	80–95 of P-export	80–95 of P-export	80–95 of P-export
Duitsland	Export + 20	Export + 20	Export + 20	Export + 20	Export + 20
Griekenland	-	-	-	-	-
Hongarije	-	-	-	-	-
Ierland	25–71	92	57	172	92
Letland	-	-	-	-	-
Luxemburg	40–88[ac]	120–126[ac]	60–65[ac]	102[ac]	-
Noord-Ierland	20–50[a]	55[a]	45–65[a]	170[a]	50[a]
Noorwegen	80[b]	80[b]	80[b]	80[b]	80[b]
Polen	-	-	-	-	-
Spanje	-	-	-	-	-
Zweden	50[b]	50[b]	50[b]	50[b]	50[b]
Nederland	95	65	65	65	65

[a] Enkel voor kunstmest-P (en andere in combinatie met kunstmest-P), Luxemburg: ook voor P in niet-dierlijke organische meststoffen.

[b] Enkel voor dierlijke mest (Noorwegen) of organische mest (Zweden), gehele bedrijfsoppervlak

[c] AEP: Finland en Luxemburg: geen normen maar advies, wordt door 95% van de landbouwers gevolgd

17.11 Tot slot

De fosforbodembalans is in Vlaanderen zeer licht negatief (bron: VMM) waardoor de gemiddeld hoge bodemfosforgehaltes algemeen niet verder toenemen. Ze zullen pas significant dalen indien de bemestingsdosissen beduidend lager zijn dan de gewasexporten waardoor het bodemfosforgehalte naar de streefzone kan evolueren. Bij goede bemestingsadviezen en bemestingsnormen gedifferentieerd naar het bodemfosforgehalte is er zowel voor situatie A als B in Figuur 3 mogelijkheid om tot optimale opbrengsten en beperkte fosforverliezen te komen.

Bij dalende fosforbelastingen zijn niet altijd (snel) dalingen in fosforconcentraties in waterlichamen waar te nemen door de grote fosforvoorraden in de bodem en de beperkte mobiliteit van fosfor. Fosfor kan bovendien op de route naar waterlichamen tijdelijk accumuleren in andere bodems, biomassa, sedimenten, bufferstroken,… (zie

Figuur 1) en later kunnen deze voorraden via remobilisatie langdurig (tot meerdere decennia) fosfor vrijgeven (Sharpley et al., 2013; Jarvie et al., 2013a). Zelfs indien fosforconcentraties dalen in waterlichamen, keert de ecologie niet per se terug naar de oorspronkelijke situatie (Jarvie et al., 2013b). De onzekerheid over het resultaat van de maatregelen vormt een bemoeilijkende factor en moet goed gecommuniceerd worden naar beleid én landbouwers.

Het is belangrijk om de keuze voor bepaalde maatregelen af te stemmen op de lokale situatie en het beperken van de belangrijkste emissieroutes (McDowell, 2012). Ten slotte mogen ook puntbronnen niet vergeten worden in de evaluatie van de fosforverliezen richting water. Een nuttig instrument om tot een kosteneffectieve aanpak van de fosforverliezen te komen, is het Milieukostenmodel, en dan meer bepaald de Maatregelen Kosten Module Water die ontwikkeld is door VITO op vraag van het departement LNE (Broekx *et al.*, 2013).

17.12 LITERATUURLIJST

Anon. 1998. Commissie Evaluatie Milieuuitvoeringsreglementering: Eindverslag over de evaluatie van de milieukwaliteitsdoelstellingen. Brussel, Vlaamse Regering.

Anon. 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.

Anon. 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 7. Monitoring under the Water Framework Directive.

Anon. 2006. Statutory rules of Northern Ireland, 2006 No. 488, Phosphorus (Use in Agriculture) Regulations (Northern Ireland) 2006.

Anon. 2007. Düngemittelverordnung. Bekanntmachung der Neufassung der Düngeverordnung Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz.

Anon. 2010a. Bijlage 2.4.1. bij het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne.

Anon. 2010b. Vlarem II - bijlage 2.3.1 Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater.

Anon. 2011. Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.

Anon. 2012. Bijlage 5.3.2 bij VlaremII. Sectorale lozingsvoorwaarden voor bedrijfsafvalwater.

Anon. 2013a. Beskyttelsesniveau for ammoniak, lugt, fosforoverskud og nitrat. Bilag 3 of BEK nr 1280 af 08/11/2013 (Husdyrgodkendelsesbekendtgorelsen).

Anon. 2013b. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Consultive communication on the sustainable use of phosphorus. Brussel, European Commission.

Anon. 2013c. Overall conclusions of the European Sustainable Phosphorus Conference 2013. Brussel, European Sustainable Phosphorus Platform.

Anon. 2013d. Science for Environment Policy. In-depth report: Sustainable phosphorus use. Issue 7. Bristol, Science Communication Unit, University of the West of England.

Anon. 2014a. EUROPEAN COMMUNITIES (GOOD AGRICULTURAL PRACTICE FOR PROTECTION OF WATERS) REGULATIONS 2014.

Anon. 2014b. Meststoffenwet. Wet van 27 november 1986, houdende regelen inzake het verhandelen van meststoffen en de afvoer van mestoverschotten.

Amery, F. & Schoumans, O. 2014. Agricultural phosphorus legislation in Europe. Merelbeke, ILVO.

Aurell, A. 2000. Evaluation of the P-AL method for fertilization of barley (Hordum vulgare L.), in relation to soil properties, especially P sorption. *Examensarbete - Sveriges luntbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, avd.för växtnäringslära*, **117**.

Broekx, S., Meynaerts, E., Aertsen, J., Van Wortswinkel, L., Lemeire, C., & Cerulus, T. 2013. Het MilieuKostenModel: naar een kosteneffectief milieubeleid. Brussel, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, Dienst Milieu-communicatie en -informatie.

Brookes, P. C., Heckrath, G., De Smet, J., Hofman, G. & Vanderdeelen, J. 1997. Losses of phosphorus in drainage water. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 253-271. CAB International, Cambridge.

Bussink, D. W., Bakker, R. F., van der Draai, H., & Temminghoff, E. J. M. 2011a. Naar een advies voor fosfaatbemesting op nieuwe leest; deel 1 snijmaïs. 1246.1. Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Bussink, D. W., Bakker, R. F., van der Draai, H., & Temminghoff, E. J. M. 2011b. Naar een advies voor fosfaatbemesting op nieuwe leest; deel 2 grasland. Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Chardon, W. J. & Schoumans, O. F. 2007. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, The Netherlands and North-West Germany. *Soil Use and Management*, **23,** 16-24.

Claussen, U., Müller, P., & Arle, J. 2012. WFD CIS Ecostat WG A Report: Comparison of environmental quality objective, threshold values or water quality targets set for the demands of the European Water Framework Directive.

Coppens, J., Stas, S., Dolmans, E., Meers, E., Vlaeminck, S. E., Buysse, J., & Overloop, S. 2013. Begroting van stikstof- en fosforstromen in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. MIRA/2013/09. Gent, MIRA.

Cordell, D., Drangert, J. O. & White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, **19,** 292-305.

Crossman, J., Whitehead, P. G., Futter, M. N., Jin, L., Shahgedanova, M., Castellazzi, M. & Wade, A. J. 2013. The interactive responses of water quality and hydrology to changes in multiple stressors, and implications for the long-term effective management of phosphorus. *Science of the Total Environment*, **454,** 230-244.

de Haan, J. J. & van Geel, W. 2013. Adviesbasis voor de bemesting van akkerbouw- en vollegrondsgroentengewassen 2013. Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) onderzoeksinstituut Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.

Debien, A., Cuppens, A., Wyseure, G., & Gulinck, H. 2012. Toepassingskader voor bufferstroken langs waterlopen in landbouwgebied in Vlaanderen. Deel 1: Technisch-wetenschappelijke literatuurstudie. Leuven, KU Leuven.

Dekker, P. H. M. & Postma, R. 2008. Verhoging efficiëntie fosfaatbemesting. Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Edwards, A. C. & Withers, P. J. A. 2007. Linking phosphorus sources to impacts in different types of water body. *Soil Use and Management*, **23,** 133-143.

Ehlert, P. A. I., Chardon, W. J., & Burgers, S. L. G. E. 2014. Fosfaattoestand en fosfaatgebruiksnorm; Betekenis van het fosfaat-bufferend vermogen van de bodem: ontwerp van een protocol. Alterra report 2500. Wageningen, Alterra Wageningen UR.

Ehlert, P. A. I., Dekker, P. H. M., van der Schoot, J. R., Visschers, R., van Middelkoop, J. C., van der Maas, A. A., Pronk, A. A., & van Dam, A. M. 2009. Fosforgehalten en fosfaatafvoercijfers van landbouwgewassen. Eindrapportage. 1773. Wageningen, Alterra.

Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, **492,** 29-42.

Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R. & Seeger, J. 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68,** 47-57.

Greenwood, D. J., Cleaver, T. J., Turner, M. K., Hunt, J., Niendorf, K. B. & Loquens, S. M. H. 1980. Comparison of the effects of phosphate fertilizer on the yield, phosphate content and quality of 22 different vegetable and agricultural crops. *Journal of Agricultural Science*, **95,** 457-469.

Haygarth, P. M. & Jarvis, S. C. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy, Vol 66*, **66,** 195-249.

Heathwaite, A. L. 1997. Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 204-223. CAB International, Cambridge.

Heinis, F. & Evers, C. H. M. 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. Utrecht, STOWA.

Hoeks, P., van Middelkoop, J. C., Philipsen, A. P., Talens, B., Bussink, D. W., Bos, A. J., Velthof, G. L., van Dijk, W., Schröder, J. J., Abbink, G., & van Eekeren, N. 2012. Bemestingsadvies. Lelystad, Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen.

Holford, I. C. R. 1997. Soil phosphorus: Its measurement, and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research*, **35,** 227-239.

Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Spears, B., Buda, A. R., May, L. & Kleinman, P. J. A. 2013a. Water quality remediation faces unprecedented challenges from "legacy phosphorus". *Environmental Science & Technology*, **47,** 8997-8998.

Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E. & Neal, C. 2013b. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *Journal of Environmental Quality*, **42,** 295-304.

Johnston, A. E. 2000. Soil and plant phosphate. Paris, International Fertilizer Industry Association.

Jordan-Meille, L., Rubaek, G. H., Ehlert, P. A. I., Genot, V., Hofman, G., Goulding, K., Recknagel, J., Provolo, G. & Barraclough, P. 2012. An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations. *Soil Use and Management*, **28,** 419-435.

Krogstad, T., Ogaard, A. F., & Kristoffersen, A. O. 2008. New P recommendations for grass and cereals in Norwegian agriculture. Rubaek, G. H. Stockholm, Nordiska jordbruksforskares förening 4.

Kronvang, B., Rubaek, G. H. & Heckrath, G. 2009. International Phosphorus Workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies - Risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. *Journal of Environmental Quality*, **38,** 1924-1929.

Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K. U. & Seeger, J. 1999. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science*, **50,** 413-424.

Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N. & Vandendriessche, H. 2012. *Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008-2011)*. Bodemkundige Dienst van België.

McDowell, R. W. 2012. Minimising phosphorus losses from the soil matrix. *Current Opinion in Biotechnology*, **23,** 860-865.

Murphy, P. N. C., Sims, T. J., McDowell, R., Wall, D., Lalor, S. T. J., Daly, K., & Shortle, G. 2013. Managing legacy soil phosphorus in grassland soils for agricultural productivity and environmental quality: a review. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.

Nelson, N. O. & Shober, A. L. 2012. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. *Journal of Environmental Quality*, **41,** 1703-1710.

Neyroud, J. A. & Lischer, P. 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde*, **166,** 422-431.

Otabbong, E., Borling, K., Katterer, T. & Mattsson, L. 2009. Compatibility of the ammonium lactate (AL) and sodium bicarbonate (Olsen) methods for determining available phosphorus in Swedish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, **59,** 373-378.

Schelde, K., de Jonge, L. W., Kjaergaard, C., Laegdsmand, M. & Rubaek, G. H. 2006. Effects of manure application and plowing on transport of colloids and phosphorus to tile drains. *Vadose Zone Journal*, **5,** 445-458.

Schneiders, A. 2007. Aanzet tot het opstellen van richtwaarden voor nutriënten in oppervlaktewateren conform de Europese Kaderrichtlijn Water.

Scholz, R. W., Ulrich, A. E., Eilitta, M. & Roy, A. 2013. Sustainable use of phosphorus: A finite resource. *Science of the Total Environment*, **461,** 799-803.

Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M., Gascuel-Odoux, C., Hofman, G., Kronvang, B., Litaor, M. I., Lo Porto, A., Newell-Price, P., & Rubaek, G. H. 2011. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Report 2141. Wageningen, Alterra.

Schoumans, O. F., van der Salm, C. & Groenendijk, P. 2013. PLEASE: a simple model to determine P losses by leaching. *Soil Use and Management*, **29,** 138-146.

Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B. & Kleinman, P. 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, **42,** 1308-1326.

Syers, J. K., Johnston, A. E., & Curtin, D. 2008. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use. Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. 18. Rome, FAO. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin.

Tunney, H., Daly, K., & Kurz, I. 2002. Phosphorus loss from grassland soils to water. 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand . Thailand, WCSS.

Turner, B. L. & Haygarth, P. M. 2000. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Soil Science Society of America Journal*, **64,** 1090-1099.

Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Oygarden, L. & Stenberg, M. 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: a Scandinavian review. *Soil Use and Management*, **26,** 94-107.

van der Zee, S. E. A. T. M., van Riemsdijk, W. H., & de Haan, F. A. M. 1990. Het protokol fosfaatverzadigde gronden. Deel II: Technische uitwerking. Wageningen, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit Wageningen.

van Rotterdam-Los, A M D 2010. *The potential of soils to supply phosphorus and potassium: processes and predictions*. Wageningen University, Wageningen.

Van Steertegem, M. 2013. MIRA Indicatorrapport 2012. Mechelen, Milieurapport Vlaanderen, Vlaamse Milieumaatschappij.

Vlaamse Landmaatschappij .2014. Voortgangsrapport mestbank 2013 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.

Contact:

Greet Ruysschaert
Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Eenheid Plant
Burg. van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
Tel +32 (0)9 272 26 98
greet.ruysschaert@ilvo.vlaanderen.be

Bart Vandecasteele
Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Eenheid Plant
Burg. van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
Tel +32 (0)9 272 26 99
bart.vandecasteele@ilvo.vlaanderen.be

Koen Willekens
Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Eenheid Plant
Burg. van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
Tel +32 (0)9 272 26 73
koen.willekens@ilvo.vlaanderen.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
www.ilvo.vlaanderen.be

Vermenigvuldiging of overname van gegevens toegestaan mits duidelijke bronvermelding.

Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.
In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 96
9820 Merelbeke - België
T +32 (0)9 272 25 00
F +32 (0)9 272 25 01
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be

ILVO
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek

Landbouw en Visserij