

Advies 'Organische stof in de bodem en nitraatuitspoeling'

Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM)

Samenvatting

Het ministerie van Economisch Zaken heeft de CDM advies gevraagd over de relatie tussen het gehalte van organische stof in de bodem en de kans op nitraatuitspoeling. Het advies is opgesteld op basis van resultaten van literatuurstudie en modelberekeningen. De belangrijkste conclusies zijn:

- Organische stof in de bodem speelt een belangrijke rol bij de biologische, fysische en chemische bodemkwaliteit en heeft mede daardoor effect op de stikstofbenutting door het gewas en op stikstofverliezen door nitraatuitspoeling en denitrificatie.
- Vergeleken met kunstmest verhoogt het veeljarig gebruik van organische meststoffen het organische stofgehalte en de N-mineralisatie- en denitrificatiecapaciteit van de bodem. De kwaliteit (afbreekbaarheid, C/N-verhouding) van organische stof en de tijdshorizon spelen daarbij een grote rol.
- Uit de internationale literatuur komt geen eenduidig beeld naar voren over het effect van organische stof in de bodem op de grootte van de nitraatuitspoeling. In sommige studies wordt een hogere uitspoeling gevonden, in andere studies een lagere:
 - Een mogelijke toename van de nitraatuitspoeling door veeljarig gebruik van organische meststoffen kan worden verklaard door een toename van de N-mineralisatie binnen en buiten het groeiseizoen.
 - Een mogelijke vermindering van de nitraatuitspoeling door veeljarig gebruik van organische meststoffen kan worden verklaard door een toename van de denitrificatiecapaciteit en/of door een verbetering van de bodemkwaliteit en daardoor een hogere stikstofopname door het gewas.
- De wisselwerkingen tussen type meststof, stikstofgift, N-mineralisatie, stikstofopname door het hoofd- en vanggewas, denitrificatie, grondsoort en weersomstandigheden bepalen uiteindelijk hoeveel stikstof door uitspoeling van nitraat en door denitrificatie verloren gaat. De effecten van het organische stofgehalte van de bodem en van de toediening van organische meststoffen op nitraatuitspoeling kunnen niet eenduidig worden aangegeven, zonder deze factoren er bij te betrekken.
- Volgens modelberekeningen leidt veeljarig gebruik van GFT-compost op zandgronden bij de huidige gebruiksnormen tot een hoger organische stofgehalte van de bodem, een hogere gewasopbrengst en tot meer nitraatuitspoeling dan veeljarig gebruik van varkensmest of rundveemest. De hogere gewasopbrengst en grotere nitraatuitspoeling bij gebruik van GFT-compost wordt verklaard door een relatief hoge stikstofgift en grote N-mineralisatie in de bodem. De stikstofgift wordt bepaald door de gebruiksnormen voor dierlijke mest, werkzame stikstof en fosfaat (die afhankelijk is van de fosfaattoestand). GFT-compost heeft een relatief lage stikstofwerkingscoëfficiënt, een relatief hoge C/N-verhouding en een fosfaatvrije voet, waardoor er binnen de gebruiksnormen meer organische stof, stikstof en fosfaat kan worden toegediend met GFT-compost dan met dierlijke mest. Dit is de belangrijkste oorzaak voor de hogere nitraatuitspoeling bij GFT-compost dan bij dierlijke mest.
- Een groenbemester die niet of beperkt wordt bemest met stikstof (vanggewas) is een bron van organische stof, verbetert de bodemstructuur en verlaagt de nitraatuitspoeling.
- Bij grasland spoelt gemiddeld genomen een kleiner deel van het stikstofoverschot uit als nitraat dan bij bouwland. Een belangrijke oorzaak voor dit verschil is het hogere gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische stof in grasland waardoor meer stikstof verloren gaat door denitrificatie bij grasland dan bij bouwland. De afwezigheid van grondbewerking (behalve bij graslandvernieuwing) en de grote wortelbiomassa zijn de belangrijkste redenen voor de hogere gehalten aan gemakkelijk afbreekbare organische stof in de bodem bij grasland dan bij bouwland.
- Het risico van nitraatuitspoeling kan het effectiefst worden beperkt door (i) gewassen/variëteiten te telen met een hoge stikstofopname, (ii) bij de bemesting rekening te houden met de verwachte stikstofbehoefte van het gewas en de verwachte stikstof(na)levering door de bodem, gewasresten en organische meststoffen, (iii) een tijdig ingezaaid vanggewas te verbouwen (na een tijdig geruimd hoofdgewas), (iv) en grondbewerking te beperken.

1. Inleiding

Het ministerie van Economisch Zaken heeft de Commissie Deskundigen Meststoffen (CDM) advies gevraagd over de relatie tussen het gehalte van organische stof in de bodem en de kans op nitraatuitspoeling. Op basis van een nog niet gepubliceerd onderzoek op proefbedrijf Vredepeel claimen belangenorganisaties dat organische stof in de bodem bijdraagt aan vermindering van de stikstofuitspoeling. Het ministerie van EZ heeft de volgende vragen gesteld (bijlage 1):

- In welke mate draagt organische stof in de bodem bij aan de uitspoeling van stikstof?
- Zo ja, bij welk type organische stof en grondsoort doet dit zich voor?
- In hoeverre is de fosfaattoestand of de fosfaatvoorziening in de bodem van invloed op de mate waarin organische stof in de bodem stikstofverliezen uit de bodem voorkómt?
- Welke mogelijkheden zijn er om de kans op stikstofverliezen uit organische stof te verminderen?
- Welke meststoffen met een hoog gehalte aan organische stof hebben het grootste effect op het verminderen van nitraatuitspoeling?

Gezien de achtergrond van de adviesaanvraag, onderzoek op een akkerbouwproefbedrijf op zandgrond, is deze studie gericht op bouwland op zandgrond in Nederland. Op een relatief groot areaal bouwland op zandgronden is het nitraatgehalte in het ondiepe grondwater hoger dan de doelstelling van ≤ 50 mg nitraat per liter (Velthof et al., 2017). Ook op grasland op zandgronden is het nitraatgehalte in het grondwater lokaal te hoog, maar de knelpunten zijn minder groot op grasland dan op bouwland. Bouwland heeft gemiddeld genomen een lager organische stofgehalte dan grasland (Johnston, 1986; Velthof, 2003; 2017). Dit verschil wordt vooral veroorzaakt door de relatief grote aanvoer van organische stof via gewas- en wortelresten en de beperkte grondbewerking bij grasland, in vergelijking met bouwland. Als permanent grasland wordt omgezet in bouwland dan neemt het gehalte aan organische stof af en als permanent bouwland wordt omgezet in permanent grasland dan neemt het organische stofgehalte toe (Johnston, 1986; Vellinga et al., 2004; Vertès et al., 2007). Het gehalte aan organische stof in de bodem van rotaties van grasland en bouwland ligt tussen die van permanent grasland en permanent bouwland (Johnston, 1986; Vertès et al., 2007). De centrale vraag is of een hoger gehalte aan organische stof in de bodem van bouwland leidt tot minder nitraatuitspoeling.

2. Werkwijze

Het ministerie heeft gevraagd om een snelle advisering, opdat het advies een rol kan spelen bij de invulling van het zesde Actieprogramma Nitraatrichtlijn (voor de periode 2018-2021). Er is daarom gekozen voor een combinatie van literatuuronderzoek, modelberekeningen met de model SWAP-WOFOST en ANIMO, en consultatie van en review door experts. Deze notitie en het advies zijn opgesteld door G.L. Velthof, O. Oenema en P. Groenendijk van Wageningen Environmental Research. De notitie is gereviewd door D. Fraters (RIVM), J.W. van Groenigen (Wageningen Universiteit) en W. Bussink (Nutriënten Management Instituut). Het commentaar van de reviewers is in de notitie verwerkt.

Deze notitie bestaat uit drie onderdelen: i) een literatuurstudie naar effecten van organische stof in de bodem op nitraatuitspoeling, ii) de resultaten van modelberekeningen betreffende de effecten van het gebruik van organische meststoffen op nitraatuitspoeling, en iii) discussie en beantwoording van de vragen van het ministerie van EZ. De resultaten van de literatuurstudie en de modelberekeningen zijn in bijlagen 2 en 3 opgenomen.

De rapportage van het onderzoek in Vredepeel van Wageningen Plant Research waar in de adviesaanvraag naar verwezen; bijlage 1) was nog onder review, en daarom niet beschikbaar voor dit advies.

3. Beantwoording van de vragen van het ministerie van Economisch Zaken

3.1. In welke mate draagt organische stof in de bodem bij aan de uitspoeling van stikstof?

Samenvatting: Organische stof in de bodem heeft effect op de fysische, biologische en chemische bodemkwaliteit, en beïnvloedt stikstofomzettingen (mineralisatie, immobilisatie en denitrificatie), de stikstofbenutting door het gewas (stikstofopname) en het stikstoftransport (nitraatuitspoeling) in de bodem. De relatie tussen het organische stofgehalte en nitraatuitspoeling wordt bepaald door de kwaliteit van de organische stof, de grondsoort en grondwaterstand, het bouwplan, het management en de weersomstandigheden. Het effect van organische stof in de bodem op nitraatuitspoeling is niet eenduidig, omdat veel factoren en interacties een rol spelen.

Uit de desk- en literatuurstudie (bijlage 2) en de modelberekeningen (bijlage 3) volgt een wisselend beeld van het effect van organische stof op nitraatuitspoeling. Een groot aantal factoren, zoals de mineralisatie¹- en denitrificatiesnelheid, spelen een rol bij het bepalen van de effecten van organische stof in de bodem op nitraatuitspoeling. Vaak treden er tegengestelde effecten op. Een verhoging van het organische stofgehalte in de bodem zal leiden tot een hogere N-mineralisatie (hoger risico op nitraatuitspoeling) en meestal ook tot hogere stikstofverliezen door denitrificatie (lager risico op nitraatuitspoeling).

Afhankelijk van de omstandigheden kan organische stof in de bodem leiden tot een toename of afname van nitraatuitspoeling. Een toename van nitraatuitspoeling zal optreden als de N-mineralisatie hoog is en hier onvoldoende rekening mee wordt gehouden bij de teelt van vanggewassen en bij de bemesting. Een afname van nitraatuitspoeling treedt mogelijk op als organische stof leidt tot verbetering van de biologische, chemische en fysische bodemgesteldheid waardoor de stikstofopname door het gewas toeneemt, en/of als de stikstofverliezen door denitrificatie toenemen (de toename in denitrificatie door organische stof moet dan groter zijn dan de toename in N-mineralisatie).

Het risico van nitraatuitspoeling kan worden beperkt door het afstemmen van de stikstofbemesting op de N-mineralisatie in de bodem en tijdig een vanggewas te zaaien. Omdat de variatie tussen percelen in het gehalte en samenstelling van organische stof groot is en omdat de N-mineralisatie ook afhangt van de weersomstandigheden, varieert de N-mineralisatie sterk tussen percelen en tussen jaren. Er zijn verschillende methoden om de bijdragen van N-mineralisatie uit de bodem aan de totale stikstofvoorziening van het gewas te meten en/of te schatten, maar de onzekerheid in de schatting is vaak groot.

Grasland heeft gemiddeld genomen een lagere nitraatuitspoeling dan bouwland bij een gelijk stikstofoverschot, omdat een kleinere fractie van het stikstofoverschot als nitraat uitspoelt. Grasland heeft een hoger gehalte aan gemakkelijke afbreekbare organische stof dan bouwland. Door het hogere gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische stof zijn de stikstofverliezen door denitrificatie groter in grasland dan bouwland, omdat het een energiebron is voor denitrificerende bacteriën. De afwezigheid van grondbewerking (behalve bij graslandvernieuwing) en de grote hoeveelheid ondergrondse wortelbiomassa en bovengrondse gewasresten zijn de belangrijkste redenen voor de hogere gehalten aan gemakkelijk afbreekbare organische stof in grasland dan in bouwland. Daarnaast mag er op grasland meer mest (en dus organische stof) worden toegediend (binnen het gebruiksnormenstelsel) dan op bouwland.

Uit de literatuur blijkt dat toediening van organische meststoffen het organische stofgehalte en de denitrificatiecapaciteit van de bodem verhoogt (paragraaf B2.2.2. in Bijlage 2). Denitrificatie is een belangrijke bron van het broeikasgas lachgas (N₂O). Stimuleren van denitrificatie om nitraatuitspoeling te beperken, leidt dus mogelijk tot een toename van N₂O-emissie.

¹ In dit advies wordt met "mineralisatie" de netto mineralisatie (het verschil tussen bruto mineralisatie en immobilisatie) bedoeld.

3.2. Zo ja, bij welk type organische stof en grondsoort doet dit zich voor?

Samenvatting: Het risico van nitraatuitspoeling is relatief groot op bouwland op goed-ontwaterde zandgronden (diepe grondwaterstand), omdat de denitrificatie in deze gronden laag is. Het risico is afhankelijk van het bouwplan, de teelt van een vanggewas, de hoeveelheid en het type van de (stikstof)bemesting, de grondbewerking en de weersomstandigheden. Het effect van toediening van organische meststoffen op het risico van nitraatuitspoeling is afhankelijk van de gift en samenstelling van de meststof en de afbreekbaarheid van de organische stof. De snelheid van de N-mineralisatie is op korte termijn omgekeerd evenredig met de C/N-verhouding van de toegediende organische stof; hoe hoger de C/N-verhouding hoe trager de N-mineralisatie. Het gebruik van organische meststoffen leidt op lange termijn tot een toename van het organische stofgehalte van de bodem en daardoor tot een hogere N-mineralisatie. Er zijn geen organische meststoffen die momenteel in de landbouw worden gebruikt, die bij toediening aan de bodem leiden tot een toename van de denitrificatiecapaciteit van de bodem zonder dat de N-mineralisatie toeneemt. De enige praktisch haalbare manier om organische koolstof aan een bodem toe te voegen zonder stikstof, is het gebruik van groenbemesters. Over de afbreekbaarheid van organische stof in nieuwe mestverwerkingsproducten en over het effect van deze producten op de N-mineralisatie en denitrificatiecapaciteit van de bodem is nog weinig bekend.

Het risico van nitraatuitspoeling is afhankelijk van vooral grondsoort, bouwplan, hoeveelheid en type van de (stikstof)bemesting, grondbewerking, vanggewas en weersomstandigheden. Het risico is relatief groot op goed-ontwaterde zandgronden (diepe grondwaterstand), omdat de denitrificatie in deze gronden laag is.

Het effect van organische meststoffen op nitraatuitspoeling is afhankelijk van de gift en van de samenstelling en afbreekbaarheid van de organische meststof en het tijdstip van de toediening. De organische meststoffen die in de Nederlandse landbouw worden toegepast bevatten naast organische N ook minerale N. Bij gebruik van organische meststoffen kan de nitraatuitspoeling worden beperkt als de gift van deze meststoffen en aanvullende kunstmest worden afgestemd op de stikstofbehoefte van het gewas en de stikstoflevering door de bodem, inclusief de stikstofnalevering uit organische meststoffen en gewasresten, en er tijdig een vanggewas wordt gezaaid.

Het risico op nitraatuitspoeling is relatief groot als de N-mineralisatie groot is, omdat i) de schatting/meting van de mineralisatie en daarmee de afstemming van de bemesting op de gewasbehoefte onzeker is (met kans op meer residuele stikstof na de oogst) en ii) na de oogst van een gewas de mineralisatie doorgaat waardoor er meer nitraat vrijkomt.

De N-mineralisatie en daarmee het risico op nitraatuitspoeling neemt toe bij veeljarig gebruik van organische meststoffen, maar is afhankelijk van de hoogte van de gift. De N-mineralisatie van organische producten stof neemt op korte termijn toe naarmate de C/N-verhouding afneemt; het omslagpunt van bruto mineralisatie en immobilisatie ligt bij een C/N-verhouding van ongeveer 30. Tarwestro (C/N-verhouding van 60) leidt tot immobilisatie, terwijl de organische stof in dierlijke mesten en composten meestal leiden tot N-mineralisatie. Meststoffen met een hoge C/N-verhouding dragen sterk bij aan de opbouw van het organische stofgehalte van de bodem. Op langere termijn leidt een hoger gebruik van organische meststoffen tot een toename van de N-mineralisatie en daarmee tot een toename van het risico van nitraatuitspoeling.

In theorie leidt de toediening van organische producten met een hoge denitrificatiecapaciteit en een lage N-mineralisatie tot een lage nitraatuitspoeling; dit zijn producten met veel gemakkelijk afbreekbare organische stof en een laag N-gehalte (dus hoog C/N-quotiënt), zoals suikers en vluchtige vetzuren. Bij gangbare organische meststoffen en gewasresten gaat een hoog gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische C echter gepaard met een hoog N-gehalte, en omgekeerd. Er zijn geen gangbare organische meststoffen die wel de denitrificatiecapaciteit maar niet de N-mineralisatiecapaciteit verhogen.

Door de toename van mestbewerking en -verwerking in Nederland is de variatie in organische meststoffen groot en deels ook stuurbaar geworden. De afbreekbaarheid van organische stof heeft een groot effect op de N-mineralisatie en denitrificatie. Er is echter nog weinig kennis over de afbreekbaarheid van organische stof in nieuwe mestverwerkingsproducten.

Er zijn in de literatuur verschillende methoden beschreven om de organische stof in organische meststoffen te typeren, zoals het C/N-quotiënt, extraheerbaar organisch gebonden N (met bijvoorbeeld water, (hot) KCl of CaCl₂ oplossing als extractiemiddel). Veel van deze methoden zijn echter tijdrovend en daardoor duur en weinig praktisch. De meest praktische methode lijkt een combinatie van het organische stofgehalte, het organisch gebonden N-gehalte (C/N-quotiënt) en een model dat de N-mineralisatie verdeelt over het jaar, als functie van tijdstip en hoeveelheid bemesting, samenstelling van de organische meststof, grondsoort en weersverwachting.

3.3. In hoeverre is de fosfaattoestand of de fosfaatvoorziening in de bodem van invloed op de mate waarin organische stof stikstofverliezen voorkómt?

Samenvatting: De fosfaattoestand van de bodem heeft geen direct, causaal verband met de mate waarin de organische stof in de bodem stikstofverliezen door nitraatuitspoeling beïnvloedt of voorkómt. Indirect is er wel een verband, door het gebruiksnormenstelsel. De fosfaattoestand van de bodem bepaalt de fosfaatgebruiksnorm en daarmee de aanvoer van fosfaat, ook via organische meststoffen. Hoe hoger de fosfaattoestand, hoe lager de fosfaatgebruiksnorm en hoe kleiner de aanvoer van fosfaat via organische meststoffen. Omdat de fosfaat- en stikstofaanvoer via organische meststoffen deels aan elkaar gerelateerd zijn, zullen bij een relatief hoge fosfaattoestand organische meststoffen worden gebruikt met een relatief laag gehalte aan organische N en een lage N-mineralisatie. Deze meststoffen hebben een relatief lage stikstofwerking; het gebruik geeft daardoor weinig risico van nitraatuitspoeling op korte termijn. Op lange termijn leidt de toediening van deze meststoffen tot een verhoging van het organische stofgehalte en de N-mineralisatie van de bodem en daardoor tot een toename van het risico van nitraatuitspoeling

De fosfaattoestand van de bodem is een maat voor de beschikbaarheid van het bodemfosfaat voor het gewas en voor de behoefte aan fosfaatbemesting, voor het realiseren van een economisch optimale gewasopbrengst. Bij een suboptimale fosfaattoestand en/of suboptimale fosfaatbemesting is de gewasopbrengst minder dan maximaal, waardoor de benutting van de toegediende stikstof lager en de stikstofverliezen mogelijk hoger zijn dan bij een optimale fosfaatvoorziening.

De fosfaattoestand heeft geen direct, causaal verband met de mate waarin de organische stof in de bodem stikstofverliezen door nitraatuitspoeling beïnvloedt of voorkómt. Indirect zijn er wel verbanden; (i) de fosfaattoestand van de bodem bepaalt de fosfaatgebruiksnorm en daarmee de aanvoer van fosfaat via organische meststoffen, en (ii) bij een suboptimale fosfaattoestand is de benutting van stikstof door het gewas mogelijk lager dan bij een optimale fosfaattoestand en zijn de stikstofverliezen daardoor hoger. Bij een hoge fosfaattoestand is de fosfaatgebruiksnorm laag (en daardoor is de aanvoer van organische stof via organische meststoffen ook relatief laag), maar de benutting van stikstof in potentie hoog. Bij een lage fosfaattoestand is de fosfaatgebruiksnorm hoog (en daardoor de mogelijke aanvoer van organische stof ook hoog), maar de benutting van stikstof relatief laag omdat bij een lage fosfaattoestand niet de maximale gewasopbrengst kan worden gerealiseerd.

Organische meststoffen verschillen in fosfaatgehalte, en vooral in de hoeveelheid fosfaat per eenheid effectieve organische stof (EOS; de organische stof die één jaar na toediening nog niet is afgebroken²). Varkensmest bevat bijvoorbeeld 165 en GFT compost 21 g fosfaat per kg EOS. Bij beperking van de fosfaatgift, door bijvoorbeeld een lage fosfaatgebruiksnorm, ligt het dus voor de hand om compost te gebruiken en geen varkensmest. Omdat er in de Meststoffenwet een fosfaatvrije voet geldt voor compost van 50 procent, kan via compost zelfs de dubbele hoeveelheid EOS worden toegediend per kg fosfaat dan uit de samenstelling blijkt. In de praktijk is een breed scala aan organische meststoffen beschikbaar, met verschillende fosfaat/EOS- en stikstof/EOS-verhoudingen.

De fosfaat/EOS- en de stikstof/EOS-verhoudingen zijn deels met elkaar gecorreleerd; een organische meststof met een lage fosfaat/EOS-verhouding heeft meestal ook een lage stikstof/EOS-verhouding. Dit impliceert dat bij een relatief hoge fosfaattoestand organische meststoffen zullen worden gebruikt met een lage stikstof/EOS-verhouding. Organische meststoffen met een lage stikstof/EOS-verhouding hebben een relatief geringe N-mineralisatie. Dit kan ten koste gaan van de N-voorziening van het gewas, maar zal ook leiden tot minder nitraatuitspoeling. Bij veeljarig gebruik van deze meststoffen neemt het organisch stofgehalte van de bodem echter toe en daardoor op termijn ook de N-mineralisatie (en het risico van nitraatuitspoeling).

3.4. Welke mogelijkheden zijn er om de kans op stikstofverliezen uit organische stof te verminderen?

Samenvatting: Stikstofverliezen uit organische stof in de bodem kunnen worden beperkt door verschillende managementmaatregelen, zoals beperking van grondbewerking, keuze van het bouwplan, aanpassing van de stikstofbemesting op N-mineralisatie en stikstofbehoefte van het gewas/bouwplan, en de teelt van een onbemest vanggewas. De keuze van het optimale pakket aan maatregelen verschilt per bedrijf, door verschillen in bodemtype, bouwplan, fosfaattoestand en het organische stofgehalte van de bodem.

Het is belangrijk om bij de toediening van de N-meststoffen rekening te houden met de N-behoefte van het gewas en de N-aanvoer via mineralisatie van organisch gebonden N. De N-mineralisatie kan worden geschat via een bodemanalyse in combinatie met modelberekeningen, maar deze schatting gaat gepaard met onzekerheden. Het risico van nitraatuitspoeling kan verder worden beperkt door de teelt van een onbemest vanggewas (niet vlinderbloemig) na het hoofdgewas. Het vanggewas dient bij voorkeur in augustus of begin september te worden gezaaid. Bij de N-bemesting van het eerstvolgende hoofdgewas moet dan rekening worden gehouden met de N die via mineralisatie vrijkomt uit het vanggewas. Een vanggewas is ook een bron van organische stof en heeft een positief effect op de bodemstructuur. Ook kan door beperking van de grondbewerking en via het kiezen van de gewassoorten en -variëteiten met een hoge N-opnamecapaciteit het risico op nitraatuitspoeling worden beperkt.

De keuze van de maatregelen is afhankelijk van grondsoort, gehalte aan organische stof, fosfaattoestand, bouwplan en type organische meststoffen en is dus bedrijfsspecifiek. Het is belangrijk dat de ondernemer de mogelijkheid heeft om het gehalte aan organische stof van de bodem op peil te houden en tegelijkertijd het risico van de uitspoeling van stikstof uit organische stof beperkt.

Zowel een laag als een hoog organisch stofgehalte van de bodem geeft een verhoging van het risico van nitraatuitspoeling. Een (te) laag organisch stofgehalte geeft risico op problemen met bodemstructuur en daardoor met kieming van zaden, infiltratie van water in de bodem en met de benutting van de toegediende

² De hoeveelheid effectieve organische stof in een product wordt berekend door middel van de humificatiecoëfficiënt, het deel van de organische stof uit een product dat één jaar na toediening aan de bodem nog niet is afgebroken. Veel van de humificatiecoëfficiënten zijn gebaseerd op veldonderzoek uit de jaren '60 en '70 en literatuurstudies. Er zijn soms grote verschillen tussen studies in humificatiecoëfficiënten voor hetzelfde product (zie bijvoorbeeld Tabel 9 van Conijn en Lesschen, 2015). Het wordt aanbevolen om een actualisatie uit te voeren van humificatiecoëfficiënten van organische meststoffen en producten.

stikstof door het gewas. Een (te) hoog organisch stofgehalte van de bodem geeft risico op een grote mineralisatie van stikstof, die buiten het groeiseizoen niet kan worden benut en daardoor onderhevig is aan uitspoeling.

3.5. Welke meststoffen met een hoog gehalte aan organische stof hebben het grootste effect op het verminderen van nitraatuitspoeling?

Samenvatting: Uit de internationale literatuur komt een wisselend beeld naar voren van het effect van het gebruik van organische meststoffen op nitraatuitspoeling ten opzichte van kunstmest: vaak een hogere uitspoeling, soms een lagere uitspoeling of geen effect. De wisselwerking tussen N-gift, N-mineralisatie, N-opname door het hoofdgewas en vanggewas, denitrificatie, grondsoort, en weersomstandigheden bepaalt uiteindelijk hoeveel stikstof door uitspoeling van nitraat verloren gaat. Naast de samenstelling is vooral de gift van organische meststoffen belangrijk. De gift wordt gelimiteerd door de gebruiksnormen voor werkzame stikstof, fosfaat en dierlijke mest.

Gewasresten en organische meststoffen met een lage stikstof/EOS-verhouding verminderen het risico van nitraatuitspoeling, vooral op korte termijn. Door de afbraak van de organische stof in gewasresten (bijvoorbeeld stro) en meststoffen wordt minerale N in de microbiële biomassa geïmmobiliseerd tijdens de eerste weken na toediening. Door de N-immobilisatie nemen de hoeveelheid minerale N in de bodem en het risico van nitraatuitspoeling af, maar neemt het risico van opbrengstderving door N-gebrek toe. Ondernemers zullen dit risico vaak niet wensen te lopen en zullen voor organische meststoffen met een hogere stikstof/EOS-verhouding kiezen, waardoor de kans op N-immobilisatie en opbrengstderving geringer is, maar het risico van nitraatuitspoeling hoger is. Op langere termijn zal bij accumulatie van organische stikstof in de bodem de N-mineralisatie en daarmee het risico van nitraatuitspoeling toenemen.

Naast de samenstelling van de meststof is ook de toegestane gift van de meststof belangrijk. De gift wordt bepaald door de gebruiksnormen voor werkzame stikstof, fosfaat en dierlijke mest. In de modelberekeningen vermeld in Bijlage 3 wordt de aanvoer van organische meststoffen beperkt door de fosfaatgebruiksnorm; de fosfaat/EOS-verhouding bepaalt dan de aanvoer van organische stof met organische meststoffen. Uit de resultaten van de modelberekeningen blijkt dat de nitraatuitspoeling op termijn hoger is bij gebruik van GFT-compost dan bij gebruik van dierlijke mest. Dit wordt veroorzaakt doordat er binnen het gebruiksnormenstelsel meer stikstof kan worden gegeven als GFT-compost dan als dierlijke mest als gevolg van de lagere werkingscoëfficiënt en de fosfaatvrije voet bij GFT-compost.

Uit de internationale literatuur komt een wisselend beeld naar voren over het effect van het gebruik van organische meststoffen op nitraatuitspoeling ten opzichte van minerale meststoffen: vaak een hogere uitspoeling, soms een lagere uitspoeling en soms geen effect. De wisselwerking tussen N-gift, N-mineralisatie, N-opname door het hoofdgewas (en vanggewas), grondsoort, en weersomstandigheden bepaalt uiteindelijk hoeveel stikstof door nitraatuitspoeling verloren gaat.

Referenties

Addiscott, T.M. Whitmore, A.P. and Powlson, D.S. (1991) Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International, Wallingford.

Assink, F.B.T., Steenbergen, T. van, Brouwer, F., Velthof, G.L. (2005). De bodemgesteldheid van de referentiepercelen. Resultaten van veld- en laboratoriumonderzoek. Koeien en Kansen rapport 31/Alterra Rapport 1228.

Basso B., Ritchie J.T. (2005) Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize–alfalfa rotation in Michigan, Agr. Ecosys. Environ. 108, 329–341.

Beukeboom, J.A. (1996) Forfaitaire gehalten voor de mineralenboekhouding. Volume 3 of Kiezen uit gehalten. IKC-Landbouw, 22 p.

Bhagal A, Hatch DJ, Shepherd MA & Jarvis SC (1999) Comparison of methodologies for field measurements of net mineralisation in arable soils. Plant and Soil 207, 15-28.

Bijay-Singh, J.C., Ryden, J.C., Whitehead, D.C. (1988). Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in air-dried and field-moist soils. Soil Biology and Biochemistry 20, 737-741.

Brady, N.C., and Weil, R.R. (1999). The nature and properties of soils. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ

Burford, J.R. en Bremner, J.M. (1975). Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry 7: 389-394.

Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (Eds) (1984) Nitrate – Processes, Patterns and Management. Wiley & Sons, Chicester, 44 pp. Cambier, P. V. Pot, V. Mercier, A. Michaud, P. Benoit, A. Revallier en S. Houot (2014). Impact of long-term organic residue recycling in agriculture on soil solution composition and trace metal leaching in soils. Science of the Total Environment 499, 560–573.

CDM (2017a) Advies 'Groenbemesters' . Commissie Deskundigen Meststoffenwet, Advies 1705577/WOTN&M/JE.

CDM (2017b) Advies 'Scheuren en herinzaai grasland'. Commissie Deskundigen Meststoffenwet, Advies1707454/WOTN&M/JE

Conijn, J.G. & J.P. Lesschen (2015) Soil organic matter in the Netherlands; Quantification of stocks and flows in the top soil. Wageningen, the foundation Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek. Research Institute Praktijkonderzoek Plant & Omgeving / Plant Research International, Wageningen UR (University & Research centre), PRI report 619 / Alterra report 2663. 68 pp

Di, H. and Cameron, K. (2002) Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. Nutrient Cycling in Agroecosystems 64: 237. doi:10.1023/A:1021471531188

Diacono, M. and F. Montemurro (2010) Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30; 401–422

Dendooven, L., E. Bonhomme, R. Merckx, and K. Vlassak. (1998a) Injection of pig slurry and its effect on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. Biol. Fert. Soils 27:5-8.

Edmeades, D.C. (2003) The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems 66: 165–180.

- Focht, D.D. (1978). Methods for analysis of denitrification in soils. In: Nielsen DR & MacDonald JG (eds.) Nitrogen in the environment Vol 2 pp. 433-490, Academic Press, New York.
- Fraters, B., L.J.M. Boumans, B.G. van Elzakker, L.F.L. Gast, J. Griffioen, G.T. Klaver, J.A. Nelemans, G.L. Velthof en H. Veld (2006) Een nieuwe toetsdiepte voor nitraat in grondwater? Eindrapport van het onderzoek naar de mogelijkheden voor een toetsdieptemetnet. RIVM rapport 680100005/2006.
- Fraters, B., T.C. van Leeuwen, A. Hooijboer, M.W. Hoogeveen, L.J.M. Boumans & J.W. Reijs (2012) De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. Herberekening van uitspoelfracties, RIVM-Rapport 680716006.
- Fraters B., A.E.J. Hooijboer, A. Vrijhoef, J. Claessens, M.C. Kotte, G.B.J. Rijs, A.I.M. Denneman, C. van Bruggen, C.H.G. Daatselaar, H.A.L. Begeman & J.N. Bosma (2016) Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland; toestand (2012-2014) en trend (1992-2014) Resultaten van de monitoring voor de Nitraatrichtlijn. RIVM-Rapport 2016-0076.
- Gardi, C. and Jeffery, S. (2009) Soil Biodiversity. JRC. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- Ge, Y., Zhang, J.-B., Zhang, L.-M., Yang, M. and He, J.-Z. (2008). Long-term fertilization regimes affect bacterial community structure and diversity of an agricultural soil in northern China. *Journal of Soils and Sediments* 8, 43-50.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud and J. Roelsma (2005) Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the Animo4.0 model. Wageningen, Alterra, Report 983.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud, E.M.P.M. van Boekel, C. van der Salm en O.F. Schoumans (2013) Voorbereiding STONE2.4 op berekeningen voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2462.
- Groenendijk, P., H. Boogaard, M. Heinen, J. Kroes, I. Supit en A. de Wit (2016) Simulation of nitrogen-limited crop growth with SWAP/WOFOST; Process descriptions and user manual. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Report 2721.
- Groenendijk P., Heinen M., Klammler G., Fank J., Kupfersberger H., Pinaras V., Gemitzi A., Peña-Haro S., García-Prats A., Pulido-Velazquez M., Perego A., Acutis M., Trevisan M. (2014) Performance assessment of nitrate leaching models for highly vulnerable soils used in low-input farming based on lysimeter data. *Sci Total Environ.* 499: 463-480.
- Groenigen, van J.W., I.M. Lubbers, H.M.J. Vos, G.G. Brown, G.B. De Deyn & K.J. van Groenigen (2014) Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Scientific Reports* 4, 3665
- Hansen, E.M., L. J. Munkholm, J. E. Olesen, and B. Melander (2015) Nitrate Leaching, Yields and Carbon Sequestration after Noninversion Tillage, Catch Crops, and Straw Retention. *Journal of Environmental Quality* 44:868–881.
- Hartog, N., Griffioen, J. and van Bergen, P.F. (2005). Depositional and paleohydrogeological controls on the distribution of organic matter and other reactive reductants in aquifer sediments. *Chemical Geology* 216, 113-131.
- Hassink J. (1995) Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soil. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, 250 pp.

- Hatch, D.J., Chadwick, D.R., Jarvis, S.C., and Roker J.A. (Eds.) (2004) Controlling Nitrogen Flows and Losses. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 624 pp.
- Hatfield, J.L. and Follett R.F. (Eds.) 2008 Nitrogen in the Environment – Sources, Problems and Management. second edition. Elsevier and Academic Press, 702 pp.
- Hijbeek R., M.K. van Ittersum, H.F.M. ten Berge, G. Gort, H. Spiegel & A.P. Whitmore (2016) Do organic inputs matter – a meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe. Plant and Soil. DOI 10.1007/s11104-016-3031-x
- INAGRO (2011) Code van goede praktijk bodembescherming advies organische koolstofgehalte en zuurtegraad. Toelichting resultaten MTR_versie 2011
https://www.inagro.be/DNN_DropZone/Publicaties/539/MTR_CodeVanGoedePraktijkBodembescherming_w_e_b.pdf
- Jangid, K., Williams, M.A., Franzluebbers, A.J., Sanderlin, J.S., Reeves, J.H., Jenkins, M.B., Endale, D.M., Coleman, D.C. and Whitman, W.B. (2008). Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems. Soil biology & biochemistry 40, 2843-2853.
- Janssen, B.H. (1996) Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. Plant and Soil 181: 39-45.
- Janssen, B.H., P. van der Sluijs en H.R. Ukkerman (1991) Hoofdstuk 8. Organische stof. In: W.P. Locher en H. de Bakker. Bodemkunde van Nederland. Deel 1 Algemene Bodemkunde.
- Johnston A. E. (1986) Soil organic matter, effects on soils and crops. Soil Use and Management, 2 (3), 97-105.
- Keeney DR (1982) Nitrogen-availability indices. In: Page AL, Miller RH & Keeney DR (eds.) Methods of Soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties, ASA-SSSA, Madison, 711-733.
- Kitchen, N.R., Goulding, G.W.T., and Shanahan, J.F. (2008) Proven practices and innovative technologies for on-farm crop nitrogen management. In: Hatfield, J.L. and Follett R.F. (Eds.) 2008 Nitrogen in the Environment – Sources, Problems and Management. second edition. Elsevier and Academic Press, p 483-517.
- Lehmann, J. and Kleber, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. Nature 528, 60–68 doi:10.1038/nature16069.
- Luo, P., X. Han, Y. Wang, M. Han, H. Shi, N. Liu, H. Bai (2015) Influence of long-term fertilization on soil microbial biomass, dehydrogenase activity, and bacterial and fungal community structure in a brown soil of northeast China. Annals of Microbiology 65, 533–542
- Mader, P., Fliebbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P Niggli, U. (2002) Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. Science 296, 1694-1697.
- Maeda, M, Zhao B, Ozaki Y, Yoneyama T (2003) Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers. Environ Pollut 121:477–487.
- Mosier, A.R., Syers, J.K. and Freney, J.R. (Eds.) (2004) Agriculture and the Nitrogen Cycle – Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. SCOPE 65. Island Press, Washington, 296 pp.
- Munch, J.C. and Velthof, G.L. (2007) Denitrification and agriculture. In: Biology of the Nitrogen Cycle. Bothe, H, Ferguson, SJ, Newton, WE, Amsterdam : Elsevier, - p. 331 - 341.

Nevens F., Reheul D. (2003) The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use, *Eur. J. Agron.* 19, 189–203.

Odlare, M. and M. Pell (2008) Effect of wood fly ash and compost on nitrification and denitrification in agricultural soil. *Applied Energy* 86, 74–80

Olsen, J.E., Askegaard, M., Bertnen, J. (2004) Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. In: Hatch et al (eds.) *Controlling Nitrogen Flows and Losses*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, p 389-396.

Paul J.W., E.G. Beauchamp (1989) Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 69:49-61.

Poepflau, C. and A. Don (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200, 33–41.

Prins, H., C.H.G. Daatselaar en T.J. de Koeijer (2017) Bemesting en bodemoverschotten van stikstof en fosfaat 1991-2014, Wageningen, Wageningen Economic Research, report 2017-001 . Notitie vanaf maart 2017 beschikbaar op de EMW-site van Planbureau voor de Leefomgeving (PBL): <http://themasites.pbl.nl/evaluatie-meststoffen-wet/>.

Pronk, A. (2007) Organische stof management op zandgrond met speciale attentie voor duinzand. Literatuurstudie. Wageningen, Plant Research International. Nota 487.

Randall, G.W., and Goss M.J. (2008) Nitrate losses to surface water through subsurface tile drainage. In: Hatfield, J.L. and Follett R.F. (Eds.) *2008 Nitrogen in the Environment – Sources, Problems and Management*. second edition. Elsevier and Academic Press, p 145-175.

Ros, G.H. (2011) Predicting soil Nitrogen supply. Relevance of extractable soil organic matter fractions. Thesis Wageningen University, 248 ps.

Russel, E.W. (1973) *Soil Conditions and Plant Growth*. 10th Edition. Longman, London.

Schreuder, R., W. van Dijk, P. van Asperen, D. de Boer & J.R. van der Schoot (2008) MEBOT 1.01: beschrijving van milieu- en bedrijfsmodel voor de open teelten – Versie 1. Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Publikatie nr. 373.

Schröder, J.J., W. de Visser, F.B.T. Assinck & G.L. Velthof (2013) Effects of short-term nitrogen supply from livestock manures and cover crops on silage maize production and nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29, 151-160.

Schnitzer M. and Khan SU (Eds) (1978) *Soil Organic Matter*. Developments in Soil Science No 8. Elsevier.

Shibu, M.E., P.A. Leffelaar, H. van Keulen en P.K. Aggarwal (2010) LINTUL3, a simulation model for nitrogen-limited situations: Application to rice. *European Journal of Agronomy*, 32 (4) 255–271.

Supit, I., A.A. Hooijer and C.A. van Diepen (eds.) (1994) System description of the WOFOST 6.0 crop growth simulation model. Joint Research Centre, Commission of the European Communities. Brussels, Luxembourg.

Ten Berge, H.F.M., J.C.M. Withagen, F.J. de Ruijter, M.J.W. Jansen & H.G. van der Meer (2000) Nitrogen responses in grass and selected crops: QUAD-MOD parameterisation and extension for STONE-application. Wageningen, Plant Research International, Report 24.

- Truu, M., Truu, J. and Ivask, M. (2008). Soil microbiological and biochemical properties for assessing the effect of agricultural management practices in Estonian cultivated soils. *European Journal of Soil Biology* 44, 231-237.
- Van Dijk, W., Dekker, P., and Van der Schoot, J.R. (2004). Nitrate leaching on loess soils as affected by N fertilization and crop rotation. In: Hatch et al (eds.) *Controlling Nitrogen Flows and Losses*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, p 459-460.
- Van Dijk, W., A.M. van Dam, J.C. Middelkoop, F.J. de Ruijter en K.B. Zwart (2005) *Onderbouwing N-werkingscoëfficiënt overige organische meststoffen. Studie t.b.v. onderbouwing gebruiksnormen*. Lelystad, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V. PPO-rapport 343. PPO projectnr. 32530133
- Van Geel, W. en J. de Haan (2007) *Effecten van organische-stofbeheer in Nutriënten Waterproof op het organische-stofgehalte en de koolstofopslag in de bodem*. Lelystad, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V. PPO-projectnr. 32530133
- Vellinga, T.V., Van den Pol – Van Dassel A., and Kuikman, P.J. (2004) The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 33-45.
- Velthof, G.L., and Oenema, O. (1995) Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands. 2. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *European Journal of Soil Science* 46 (4). - p. 541 - 549.
- Velthof, G.L., Beusichem, M.L. van, Raijmakers, W.M.F. en Janssen, B.H. (1998) Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil* 200. - p. 215 - 226.
- Velthof, G.L., P.J. van Erp & J.C.A. Steevens (1998) Stikstoflevering door groenbemesters en gewasresten. Noodzaak tot verfijning stikstofadvisering. *Meststoffen 1997/98*, p. 20-28.
- Velthof, G.L. (2003). *Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden*. Wageningen, Alterra rapport 769.
- Velthof, G.L. (2004) *Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie Meststoffenwet 2004*. Wageningen, Alterra, rapport 730.2.
- Velthof, G.L. ; Nelemans, J.A. ; Oenema, O. ; Kuikman, P.J. (2005) Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *Journal of Environmental Quality* 34 (2). - p. 698 - 706.
- Velthof, G.L. en Oenema, O. (2010) Estimation of plant-available nitrogen in soils using rapid chemical and biological methods. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 41 (1). - p. 52 - 71.
- Velthof, G.L. ; Hoving, I.E. ; Dolfing, J. ; Smit, A. ; Kuikman, P.J. ; Oenema, O. (2010) Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86 (3). - p. 401 - 412.
- Velthof, G.L., T. Koeijer, J.J. Schröder, M. Timmerman, A. Hooijboer, J. Rozemeijer, C. van Bruggen en P. Groenendijk (2017). *Effecten van het mestbeleid op landbouw en milieu. Beantwoording van de ex-postvragen in het kader van de evaluatie van de Meststoffenwet*. Wageningen, Wageningen Environmental Research 2782, 140 p.
- Vertès, F.; Hatch, D.J.; Velthof, G.L.; Taube, F.; Laurent, F.; Loiseau, P.; Recous, S. (2007) Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In: *Permanent and temporary grassland: Plant, Environment and Economy, 14th symposium of the European Grassland Federation Ghent, 3-5 September 2007*. - Gent : - p. 227 - 246.

Zwart, K.B. (2003). Denitrificatie in de bouwvoor en de ondergrond. Resultaten van metingen in 13 profielen tot 2 m diep. Wageningen, Alterra rapport 724.

Zwart K.B., A. Kikkert, A. Wolfs, A. Termorshuizen, G.J. van der Burgt (2013). Tien vragen en antwoorden over organische stof. Productschap Akkerbouw. Projectnummer: 12059.

http://www.kennisakker.nl/files/Kennisdocument/Tien_vragen_antwoorden_OS.pdf

Bijlage 1. Adviesvraag

Aan Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM)
t.a.v. secretaris dr. ir. G. Velthof
Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen

Datum: 31-1-2017

Betreft: Verzoek om advies over de relatie tussen stikstofuitspoeling en organische stof

Geachte leden van de CDM,
Bodemvruchtbaarheid is een belangrijk thema in de landbouw, ook in relatie tot het mestbeleid (zie in dit verband ook bijvoorbeeld de publicatie '30 vragen en antwoorden over bodemvruchtbaarheid' 2012, <http://edepot.wur.nl/211205>). Het maakt onderdeel uit van het bredere begrip bodemkwaliteit, waarin alle aspecten die de bodemvruchtbaarheid beïnvloeden, zijn vervat.

Een belangrijk onderwerp binnen het thema bodemkwaliteit is de opbouw en instandhouding van organische stof in de bodem. Organische stof vervult allerlei nuttige functies in de bodem en een voldoende gehalte aan organische stof is daarom belangrijk.

Er is discussie over de relatie tussen het gehalte van organische stof in de bodem en de kans op nitraatuitspoeling. In het bijzonder vragen we aandacht voor het onderzoek dat in het kader van de PPS Duurzame bodem wordt uitgevoerd door PPO op proefboerderij Vredepeel. Belangenorganisaties claimen op basis van een publiek beschikbare rapport daarover (<http://edepot.wur.nl/396515>), dat organische stof bijdraagt aan vermindering van de stikstofuitspoeling en gebruiken dit in overleggen met EZ. Het is voor ons niet duidelijk in hoeverre de bevindingen in het algemeen toepasbaar zijn.

Aanvullend op de uitkomsten van die review en de hiervoor genoemde publicatie wil EZ graag advies van de CDM ontvangen over de vraag wat de relatie is tussen organische stof en de kans op nitraatuitspoeling in de bodem:

In welke mate draagt organische stof in de bodem bij aan de uitspoeling van stikstof?

Zo ja, bij welk type organische stof en grondsoort doet dit zich voor?

In hoeverre is de fosfaattoestand of de fosfaatvoorziening in de bodem van invloed op de mate waarin organische stof stikstofverliezen voorkómt?

Welke mogelijkheden zijn er om de kans op stikstofverliezen uit organische stof te verminderen?

Welke meststoffen met een hoog gehalte aan organische stof hebben het grootste effect op het verminderen van nitraatuitspoeling?

Het advies wordt zo spoedig mogelijk en uiterlijk 3 maart 2017 opgeleverd, zodat het advies een rol kan spelen de invulling van het zesde actieprogramma Nitraatrichtlijn.

Richt uw uit te brengen advies aan:

de directeur van Directie Agrokennis (DAK), dhr. ir. M.A.A.M. Berkelmans en

de directeur van directie Plantaardige Agroketens en Voedselkwaliteit (PAV), dhr. Drs. R.P. van Brouwershaven.

Voor inhoudelijke informatie over dit verzoek kunt u contact opnemen met dhr. Ing. J. van Vliet,

j.vanvliet@minez.nl, tel. 065 271 7797

Met vriendelijke groet,

Leo Oprel (l.oprel@minez.nl)

Ministerie van Economische Zaken

Directie Agro- en Natuurkennis

Postbus 20401

2500 EK 's-GRAVENHAGE

Bijlage 2. Literatuurstudie

In deze bijlage wordt eerst een overzicht gegeven van trends in bemesting, organische stofgehalten in de bovengrond en nitraatuitspoeling in de akkerbouw op zandgronden in Nederland (Paragraaf B2.1).

In Paragraaf B2.2 wordt de effecten beschreven van organische stof in de bodem op de biologische, fysische en chemische bodemeigenschappen die een rol spelen bij nitraatuitspoeling.

In Paragraaf B2.3 wordt een analyse gegeven van het risico op nitraatuitspoeling bij toepassen van verschillende organische meststoffen, op basis van de samenstelling van de producten.

In Paragraaf B2.4 worden resultaten besproken van veeljarige proeven waarin de effecten van organische stof in de bodem op nitraatuitspoeling zijn geanalyseerd.

B2.1. Trends in bemesting, organische stof gehalten in de bodem en nitraatuitspoeling

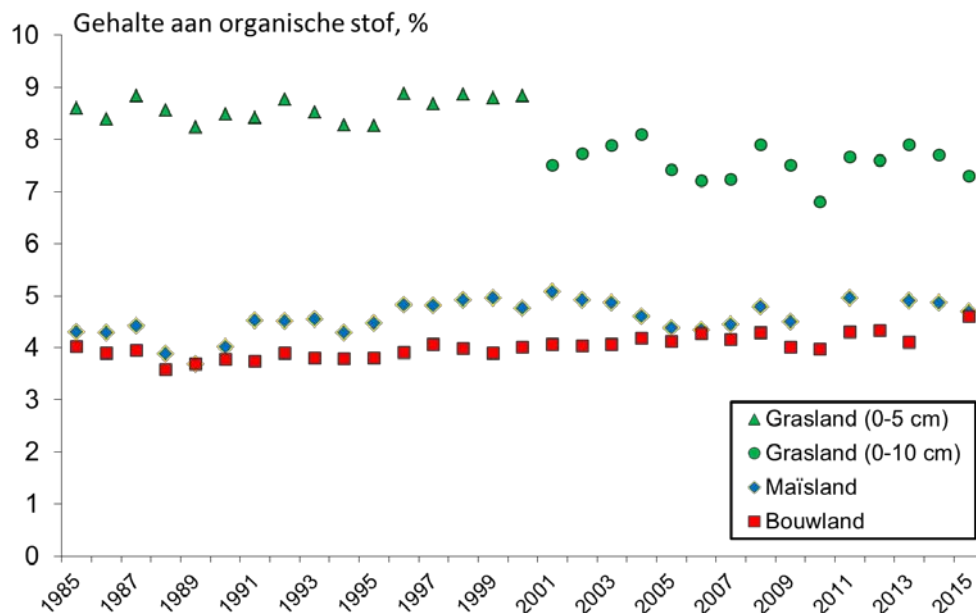
Tabel B1 laat zien dat de bemesting met stikstof (N) en fosfaat (P_2O_5) in de akkerbouw op zandgrond in de jaren '90 iets hoger was dan in de periode vanaf 2006 (in dit jaar is het mestbeleid op basis van gebruiksnormen voor stikstof, fosfaat en dierlijke mest van start gegaan). Het gebruik van stikstofkunstmest is het sterkst afgenomen. De hoeveelheid stikstof in dierlijke mest die wordt toegediend in de akkerbouw op zandgrond is 10 tot 30 kg N per ha lager gedurende de laatste 10 jaar dan in de jaren '90. Hierbij moet worden opgemerkt dat het stikstofgehalte in rundermest is gedaald en het gehalte aan organische stof in dierlijke mest gestegen sinds de jaren '90. De aanvoer van organische stof naar landbouwgronden via rundermest is daardoor ondanks de lagere stikstofgift niet veel veranderd sinds de jaren '90. Het gebruik van overige organische meststoffen, zoals GFT-compost, neemt toe de laatste jaren (Tabel B1). Voor GFT-compost en andere composten (zoals groencompost) geldt een fosfaatvrije voet, waardoor 50% van de toegediende hoeveelheid fosfaat niet hoeft te worden mee geteld in de fosfaatgebruiksnorm (met een bovengrens van 3,5 gram P_2O_5 per kilo droge stof in de compost). Dit maakt GFT-compost een aantrekkelijk alternatief voor dierlijke mest, vooral ook omdat de fosfaatgebruiksnormen zijn aangescherpt de laatste jaren (Velthof et al., 2017); per kg fosfaat kan meer organische stof via compost dan via dierlijke mest worden aangevoerd.

In de akkerbouw op zandgrond ligt het gehalte aan organische stof in de bouwvoor gemiddeld rond de 3 à 4% (Velthof et al., 2017). Het gemiddelde gehalte aan organische stof in akkerbouwland en maïsland op minerale gronden is stabiel tot licht stijgend in de voorbije 30 jaar (Figuur B1). Een vergelijkbare conclusie kan worden getrokken voor de trends van het gehalte aan organische stof in zandgronden voor de laatste 10 jaar (Tabel B2). Met de huidige bouwplannen en bemesting (zoals weergegeven in Tabel B1: 200-225 kg N per ha, waarvan zo'n 100 – 130 kg N per ha als dierlijke mest en overige organische meststof) is het dus mogelijk om het organische stofgehalte in akkerbouw- en maïspcelen in Nederland gemiddeld op peil te houden.

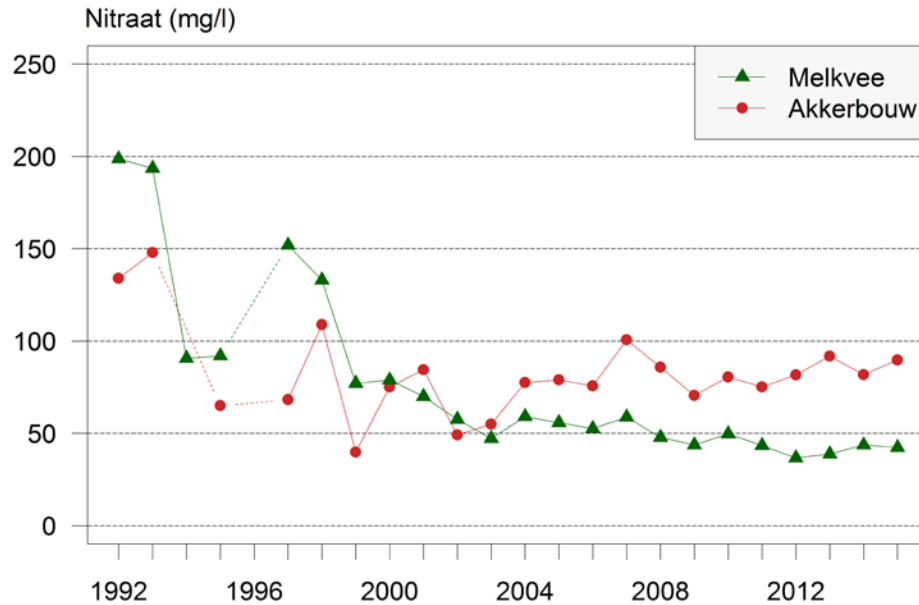
In de akkerbouw op zandgrond is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater afgenomen in de jaren '90. Sinds 2000 schommelt het gehalte tussen 50 en 100 mg nitraat per liter (Figuur B2). De nitraatnorm van 50 mg nitraat per liter in het bovenste grondwater wordt nog ruim overschreden. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van grasland op zandgrond ligt gemiddeld iets lager dan 50 mg nitraat per liter.

Tabel B1. Ontwikkeling van de stikstof- en fosfaatgiften via dierlijke mest, kunstmest en overige organische meststoffen op akkerbouwbedrijven in de zandregio (in respectievelijk kg N en P₂O₅ per ha per jaar) (Prins et al., 2016).

		'91- '94	'95- '98	'99- '02	'03- '06	'07- '10	'11- '14
Stikstof	Uit dierlijke mest	123	146	102	110	132	112
	Uit kunstmest	114	101	89	91	81	75
	Uit overige organische mest	0	0	2	8	10	17
	Totaal	237	247	193	209	224	204
	Overschot bodembalans	158	162	111	127	129	101
Fosfaat	Uit dierlijke mest	69	67	56	63	71	55
	Uit kunstmest	35	28	20	19	8	4
	Uit overige organische mest	0	0	1	3	5	10
	Totaal	104	94	78	85	84	69
	Overschot bodembalans	62	52	32	41	39	21



Figuur B1. Gemiddelde gehalten aan organische stof in bodemonsters van bouwland (0-25 cm), maisland (0-25 cm) en van grasland (0- 5 cm in periode 1985-2001 en 0-10 cm in periode 2002-2015) op minerale gronden in de periode 1985-2015. Deze figuur is gebaseerd op in totaal meer dan 2 miljoen bodemanalyses. Bron: Eurofins Agro (Velthof et al., 2017).



Figuur B2. Nitraatconcentraties (als NO_3 in mg per liter) in het water dat uitspoelt uit de wortelzone op landbouwbedrijven in de Zandregio in de periode 1992-2014. Jaargemiddelden van gemeten concentraties. (Bron: Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid; Fraters et al., 2016).

Tabel B2. Trends en tussen haakjes het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het gehalte aan organische stof in de periode 2005-2015. Het gehalte aan organische stof is uitgedrukt in gewichtsprocenten en de trend is weergegeven in de verandering van het absolute gewichtspercentage per jaar (n.s. betekent niet significant bij $P < 0,05$) (Velthof et al., 2017 op basis data van Eurofins Agro).

Gewasgroep	Grondsoort	Trend gehalte organische stof, %/jaar
Grasland	Dekzand	n.s.
	Rivierklei	+0,24 (0,05; 0,44)
	Zeeklei	+0,25 (0,06; 0,44)
	Dalgrond	+0,37 (0,12; 0,62)
	Löss	n.s.
	Veen en kleilig veen	n.s.
Maisland	Dekzand	+0,07 (0,03; 0,12)
	Rivierklei	+0,08 (0,00; 0,15)
	Zeeklei	+0,20 (0,02; 0,39)
	Dalgrond	n.s.
	Löss	n.s.
	Veen en kleilig veen	n.s.
Akkerbouw	Dekzand	+0,11 (0,05; 0,15)
	Rivierklei	+0,10 (0,04; 0,17)
	Zeeklei	n.s.
	Dalgrond	n.s.
	Löss	n.s.
	Veen en kleilig veen	n.s.

B2.2. Functies van organische stof in de bodem

Organische stof in de bodem bestaat uit een brede verzameling van verbindingen met verschillende eigenschappen, die al heel lang worden bestudeerd en toch maar in beperkte mate worden doorgrond (Russell, 1973; Schnitzer and Khan, 1978; Brady and Weil, 1999; Lehmann and Kleber, 2015). Organische stof beïnvloedt de biologische, fysische en chemische bodemkwaliteit, afhankelijk van de hoeveelheid en samenstelling van de organische stof. De hoeveelheid en samenstelling van organische stof in de bodem wordt bepaald door de aanvoer en afvoer van organische stof. De aanvoer vindt plaats via gewasresten (inclusief wortelresten), bemesting met organische meststoffen en in sommige plaatsen door sedimentatie. De afvoer gebeurt door afbraak (mineralisatie) en in sommige gevallen erosie. De resultante van aanvoer en afvoer bepaalt het gehalte aan organische stof in de bodem. De samenstelling en kwaliteit van de organische stof wordt bepaald door de kwaliteit van de aangevoerde organische stof en door de minerale samenstelling van de bodem.

Voor beantwoording van de vraag of het organische stof een effect heeft op de uitspoeling van nitraat worden de volgende effecten beschouwd:

- N-mineralisatie en -immobilisatie. N-mineralisatie is het proces waarbij organisch gebonden stikstof wordt afgebroken tot ammonium (NH_4^+). Ammonium kan door bacteriën worden omgezet in nitraat (NO_3^-); dit proces heet nitrificatie. N-mineralisatie kan leiden tot meer nitraatuitspoeling indien het optreedt tijdens perioden in het jaar waarin er geen gewas aanwezig is of indien er bij de stikstofbemesting van het gewas geen rekening wordt gehouden met de stikstof die vrijkomt door mineralisatie. Stikstofimmobilisatie is het proces waarbij minerale stikstof wordt vastgelegd door micro-organismen in organisch gebonden vorm. Stikstofimmobilisatie kan leiden tot minder nitraatuitspoeling en tot het minder beschikbaar zijn van stikstof voor het gewas. Mineralisatie en immobilisatie komen vaak gelijktijdig voor in de bodem. Het verschil tussen mineralisatie en immobilisatie wordt netto N-mineralisatie genoemd.
- Denitrificatie. Het proces waarbij nitraat onder zuurstofloze omstandigheden door micro-organismen wordt afgebroken tot stikstofgas (N_2), lachgas (N_2O ; een broeikasgas) en stikstofoxide (NO). Afbreekbare organische stof is een energiebron voor deze micro-organismen. Denitrificatie kan leiden tot minder nitraatuitspoeling.
- Bodemstructuur. Organische stof heeft effect op de bodemstructuur en mede daardoor op de water- en zuurstofhuishouding van de bodem. Dit kan leiden tot een betere gewasgroei (meer stikstofopname; lager risico op nitraatuitspoeling), meer mineralisatie (kan tot meer nitraatuitspoeling leiden) en minder denitrificatie (kan leiden tot meer nitraatuitspoeling).
- Chemische bodemkwaliteit. Positief geladen nutriënten (kationen) binden aan organische stof, waarbij grondsoort en de pH ook een belangrijke rol spelen. Bodems met een hoog organische stof gehalte kunnen daardoor een betere chemische bodemkwaliteit hebben. Dit kan leiden tot hogere opbrengst en stikstofopname en daarmee tot een lager risico op nitraatuitspoeling.
- Biologische kwaliteit en ziektedruk. Bodemleven (bacteriën, schimmels, regenwormen etc.) heeft een belangrijke rol bij afbraak van organische stof en nutriëntencycli in de bodem. De hierboven genoemde processen mineralisatie en denitrificatie maken onderdeel uit van de biologische kwaliteit. De biologische afbraak van organische stof is ook van belang voor de bodemstructuur en chemische bodemkwaliteit. Het organische stofgehalte in de bodem stimuleert het bodemleven. Een hoge biologische activiteit kan leiden tot minder nitraatuitspoeling (betere gewasgroei en meer denitrificatie), maar ook tot meer nitraatuitspoeling (meer N-mineralisatie).

B2.2.1. Mineralisatie/immobilisatie

Mineralisatie is het microbiële proces waarbij organisch gebonden stikstof in de bodem wordt omgezet in vooral koolstofdioxide (CO_2) en ammonium (NH_4^+). Immobilisatie is het tegenovergestelde proces: de microbiële vastlegging van minerale N (ammonium + nitraat) in organisch gebonden N (Russell, 1973). De balans tussen mineralisatie en immobilisatie bepaalt of minerale N vrijkomt (netto N-mineralisatie) of dat minerale N wordt gebonden in organische stof (netto N-immobilisatie). In deze notitie wordt 'netto N-mineralisatie' aangeduid met 'mineralisatie'.

Het niveau van mineralisatie in landbouwgronden, en het tijdstip waarop de minerale N vrijkomt, zijn afhankelijk van een groot aantal factoren, zoals de afbreekbaarheid en chemische samenstelling van de organische stof, temperatuur, vochtgehalte, grondgebruik, gewas en bodemtextuur. Er is een lineair verband tussen het deel van de organisch gebonden stikstof dat mineraliseert en de C/N-verhouding van de organische stof, bij producten met een vergelijkbare afbreekbaarheid van de organische stof (Janssen, 1996). Toediening van organische producten met een hoge C/N-verhouding leiden tot een (tijdelijke) immobilisatie van stikstof. Producten met een lage C/N-houding leiden tot mineralisatie van stikstof. Het omslagpunt tussen mineralisatie en immobilisatie van stikstof ligt bij een C/N-verhouding van organische stof van ongeveer 30.

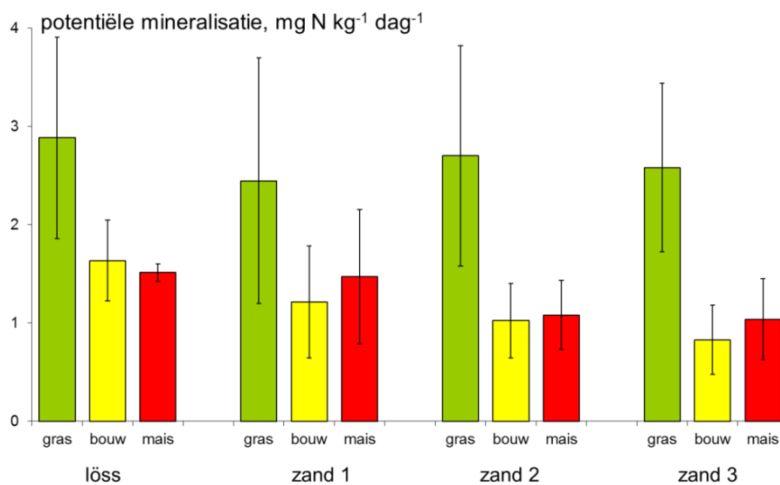
Bij toediening van organische stof zal de gemakkelijk afbreekbare organische stof snel mineraliseren in het jaar van toediening. De moeilijk afbreekbare organische stof zal pas in de jaren daarna mineraliseren. Bij herhaalde toediening van organische stof via mest, overige organische meststoffen en/of gewasresten neemt de hoeveelheid organische stikstof in de bodem toe en daarmee de N-mineralisatie, totdat een bepaald evenwicht wordt bereikt. Bij herhaalde toediening van compost en stro-rijke mest is het gehalte aan organische stof in de bodem uiteindelijk hoger dan bij herhaalde toediening van bijvoorbeeld dunne varkensmest, omdat dunne varkensmest relatief veel en compost en stro-rijke mest relatief weinig snel afbreekbare organische stof bevat (Russell, 1973; Schnitzer and Khan, 1978; Brady and Weil, 1999).

Op zand- en lössgronden is de potentiële N-mineralisatie van grasland hoger dan op bouwland (akkerbouw en snijmaïs) (Figuur B3). De potentiële N-mineralisatie is hierbij gedefinieerd als de N-mineralisatie tijdens aërobe incubatie van grond onder laboratoriumomstandigheden (Keeney, 1982). Het verschil tussen grasland en bouwland wordt veroorzaakt door het hogere gehalte aan afbreekbare organische stof in grasland. Een potentiële N-mineralisatie van 1 mg N per kg per dag (Figuur B3) komt overeen met 3 kg N per ha per dag, bij een bouwvoor van 25 cm en een dichtheid van 1,2 g cm⁻³. Onderzoek van Zwart (2003) laat ook zien dat de potentiële N-mineralisatie hoger is op grasland dan op bouwland. Verder blijkt uit dit onderzoek dat de mineralisatie sterk afneemt met de diepte. Op 50 cm diepte is de potentiële N-mineralisatie gering.

De actuele N-mineralisatie van landbouwgronden varieert van minder dan 50 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor zandgronden met weinig organische stof tot meer dan 200 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor sommige veengronden (Bhagal et al., 1999; Hassink, 1995). Indien de stikstof tijdens het groeiseizoen vrijkomt, kan het gewas deze opnemen. Door de N-bemesting met kunstmest en dierlijke mest af te stemmen op de te verwachten N-mineralisatie kan de opname-efficiëntie van de toegediende N worden verhoogd en de verliezen via nitraatuitspoeling worden beperkt. Ook na het groeiseizoen kan N-mineralisatie optreden, vooral in perioden in najaar en winter als de bodemtemperatuur nog relatief hoog is. Deze stikstof kan tijdens de winter verloren gaan via nitraatuitspoeling en denitrificatie, maar dit is afhankelijk van het weer, grondsoort en aanwezigheid van een (vang)gewas.

Het gehalte aan organisch gebonden N, het C/N-quotiënt van de organische stof in de bodem en organische meststof en de gemiddelde temperatuur en neerslagverdeling zijn belangrijke indicatoren voor de grootte van de N-mineralisatie. Er zijn verschillende methoden om de bijdragen van N-mineralisatie uit de bodem aan de totale stikstofvoorziening van het gewas te meten en/of te schatten (Velthof en Oenema, 2010; Keeney, 1982 en Kitchen et al., 2008; Ros et al., 2011). In veel gevallen gaat het om een combinatie van bodemanalyses, gewasanalyses en modelberekeningen. Er zijn echter nog geen methoden en indicatoren beschikbaar die de N-mineralisatie nauwkeurig onder veldomstandigheden kan voorspellen. Daarnaast zijn er methoden beschikbaar om de organische stof in organische meststoffen te typeren, zoals het C/N-quotiënt, extraheerbaar organisch gebonden N (met bijvoorbeeld water, (hot) KCl of CaCl₂ oplossing als extractiemiddel; Velthof et al., 1998). Vaak wordt onder gecontroleerde condities een relatief hoge correlatie gevonden tussen de indicatoren en de hoeveelheid N die wordt opgenomen door een niet-bemest gewas in een bepaalde periode. Dat geeft aan dat de indicator een maat is voor de hoeveelheid N die beschikbaar komt voor het gewas. Echter, verschillende methoden zijn tijdrovend en daardoor duur en weinig praktisch. Ook lijken sommige methoden beter geschikt voor bepaalde grondsoorten (en voor andere grondsoorten daardoor minder). De meest praktische methode is daarom een combinatie van het organische stofgehalte, het organisch gebonden N-gehalte (C/N-quotiënt) en

een model dat de N-mineralisatie verdeelt over het jaar, als functie van bemesting, samenstelling van de organische meststof, grondsoort en weersverwachting.



Figuur B3. Potentiële N-mineralisatie voor verschillende zandgrond-gewasgroep combinaties (Velthof, 2003). De balken geven gemiddelde waarden weer, de lijnen in en op de balken geven de variatie weer (standaardafwijkingen). Löss is lössgrond (n=29). Zand 1 (n=70) zijn zandgronden met veel organische stof of dikke bovengrond (enkeerdgronden, moerige gronden); Zand 2 (n=143) zijn gronden met relatief veel organische stof en een hoog leemgehalte (meeste beekerdgronden, sommige gooreerdgronden, zandgronden met een kleidek, keileemgronden). Zand 3 (n=213) zijn overige zandgronden (sommige beekerdgronden, meeste gooreerdgronden, podzolgronden).

B2.2.2. Denitrificatie

Denitrificatie is het microbiële proces waarbij nitraat in de bodem wordt omgezet tot de gasvormige stikstofverbindingen N_2 , N_2O en NO . Denitrificatie verloopt alleen onder zuurstofloze (anaërobe) omstandigheden en in aanwezigheid van een energiebron en nitraat (NO_3^-) en/of nitriet (NO_2^-). Bodemeigenschappen, grondwaterstand en fluctuaties daarin, weersomstandigheden en bemesting bepalen mede of dergelijke omstandigheden vaak of minder vaak optreden. De belangrijkste energiebron voor denitrificerende bacteriën is gemakkelijk afbreekbare organische stof (Nb. in de diepere ondergrond kunnen gereduceerde ijzer- en zwavelverbindingen (zoals pyriet) ook een energiebron zijn; Hartog et al., 2005).

In verschillende onderzoeken is de denitrificatiecapaciteit van Nederlandse landbouwgronden bepaald via meting van de potentiële denitrificatie in grondmonsters (Assink et al., 2005; Fraters et al., 2006; Velthof, 2003; Velthof en Oenema, 1995; Zwart, 2003). De potentiële denitrificatie is gedefinieerd als de denitrificatiesnelheid tijdens incubatie van grond bij 20 °C bij een overmaat aan nitraat en onder zuurstofloze omstandigheden (Focht, 1978; Bijay-Singh et al., 1988). De potentiële denitrificatie is de maximale denitrificatie die onder veldomstandigheden bij 20 °C kan optreden (zonder aanvoer van een extra energiebron). Verschillen in potentiële denitrificatie tussen grondmonsters worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in afbreekbaarheid van organische stof (Burford en Bremner, 1975).

De belangrijkste conclusies uit het onderzoek van Assink et al. (2005), Fraters et al., 2006; Velthof (2003) en Zwart (2003) naar potentiële denitrificatie zijn:

- De potentiële denitrificatie is het hoogst in veengronden, gevolgd door kleigronden en dan zandgronden (zie bijvoorbeeld Tabel 3; Assink et al., 2005; Velthof en Oenema, 1995; Zwart, 2003);

- De potentiële denitrificatie is veel hoger in grasland dan in bouwland (Tabel B3; Assink et al., 2005; Velthof, 2003; Zwart, 2003);
- De potentiële denitrificatie neemt sterk af met de diepte; in zandgronden is vanaf ongeveer een halve meter diepte geen of amper potentiële denitrificatie meer detecteerbaar (Velthof en Oenema, 1995; Zwart, 2003);
- In de ondergrond (1 – 2 meter diepte) leiden veenlaagjes tot verhoogde potentiële denitrificatie (Fraters et al., 2006);
- In de bovengrond is potentiële denitrificatie beter gecorreleerd met het gehalte aan water oplosbaar organisch koolstof dan met het gehalte aan totaal koolstof (Velthof, 2003). Water oplosbaar organisch C is een betere indicator voor afbreekbare organische stof dan het organische stofgehalte (Velthof, 2003).
- In de ondergrond wordt een slechte relatie gevonden tussen potentiële denitrificatie en opgeloste organische C (Fraters et al., 2006). De in de ondergrond aanwezige opgeloste organische C is blijkbaar minder beschikbaar voor denitrificerende bacteriën dan de in de bovengrond aanwezige opgeloste organische C. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de opgeloste organische C in de bovengrond steeds wordt aangevuld door aanvoer van organische stof via dierlijke mest, gewasresten en organische meststoffen. De opgeloste organische stof in de ondergrond heeft reeds een sterke afbraak ondergaan en alleen de resistente organische stof is overgebleven.

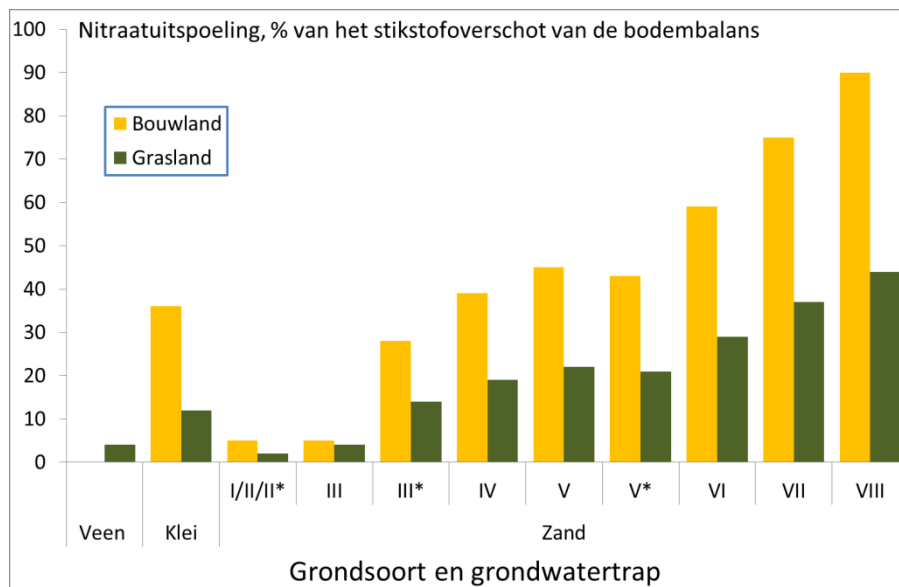
De verschillen in potentiële denitrificatie komen goed overeen met de verschillen in nitraatconcentratie in het uitspoelingswater in het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (Fraters et al., 2016). De nitraatconcentratie in het uitspoelingswater is gemiddeld lager voor veen- en kleigrond dan voor zandgrond en is lager voor grasland dan voor bouwland (Figuur B2). De verschillen in nitraatuitspoeling, bij een vergelijkbaar stikstofoverschot op de bodembalans, zijn te verklaren door de verschillen in denitrificatie tussen grondsoorten. Het verschil in nitraatuitspoeling tussen grasland en bouwland zou ook deels kunnen worden veroorzaakt door meer stikstofvastlegging in grasland. De trends in gemiddelde gehalte aan organische stof (Tabel B2) geven echter aan dat het organische stofgehalte gemiddeld in grasland niet stijgt en dus lijkt er gemiddeld genomen geen sprake te zijn van accumulatie van stikstof in grasland in Nederland.

Tabel B3. Potentiële denitrificatie (mg N per kg droge grond per dag) in grasland en maisland in verschillende grondsoorten in Nederland (Munch en Velthof, 2007).

Bodemlaag	Grasland				Maisland	
	Veen (n=3)	Klei (n=3)	Löss (n=2)	Zand (n=3)	Löss (n=2)	Zand (n=3)
0 - 20 cm	267	151	65	26	20	11
20 - 40 cm	317	125	30	4	9	4
40 - 60 cm	116	5	1	0,1	1	0,1
60 - 80 cm	61	0,9	0,3	0,5	0,3	0
80 - 100 cm	39	0,6	0,2	0,2	0,1	0

De hogere potentiële denitrificatie in grasland dan in bouwland en het hogere gehalte aan opgeloste organische stof geeft aan dat in grasland meer gemakkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is dan in bouwland (Velthof, 2003). Het hogere organische stofgehalte in grasland wordt veroorzaakt door een combinatie van factoren. Op grasland vindt vrijwel geen grondbewerking plaats (alleen bij graslandvernieuwing) waardoor er geen grondbewerking-geïnduceerde organische stofafbraak optreedt. Grasland heeft bovendien een groot, uitgebreid wortelstelsel en de afbraak van wortels en de uitscheiding van organische verbindingen door wortels (exudaten) is een grote bron van gemakkelijke afbreekbare organische stof in de bodems onder grasland. In Nederland wordt bovendien veel dierlijke mest toegediend aan grasland

of tijdens beweiding uitgescheiden (de gebruiksnormen voor dierlijke mest en fosfaat laten een hoger gebruik van dierlijke mest op grasland dan op bouwland toe). De gemakkelijk afbreekbare organische verbindingen in mest, zoals vluchtige vetzuren, kunnen na toediening tijdelijk leiden tot een verhoging van denitrificatie. Deze verbindingen worden meestal in enkele dagen na toediening afgebroken (Paul en Beauchamp, 1989; Dendooven et al., 1998; Velthof et al., 2005). Toediening van mest in de bodem kan daardoor de denitrificatie van reeds in de bodem aanwezig nitraat bevorderen; dit komt dan tot uiting in een lagere efficiëntie van de toegediende stikstof. Ook toediening van compost kan leiden tot een toename van de potentiële denitrificatie (Odlare and Pell, 2008), wat aangeeft dat de organische stof in compost als energiebron gebruikt kan worden door denitrificerende bacteriën. Er zijn echter geen studies bekend waarin de denitrificatie geïnduceerd door compost is vergeleken met die geïnduceerd door dierlijke mest.



Figuur B4. Nitraatuitspoeling in procent van het stikstofoverschot op de bodembalans voor grasland en bouwland op verschillende grondsoorten en voor zandgrond verschillende grondwatertrappen (I/II/III is ondiep ontwaterd ("nat") en VIII is diep ontwaterd ("droog"), gebaseerd op metingen van nitraat in uitspoelingswater en registratie van de bemesting en stikstofafvoer via geoogst gewas (Fraters et al, 2012).

B2.2.3. Bodemstructuur en water- en zuurstofhuishouding

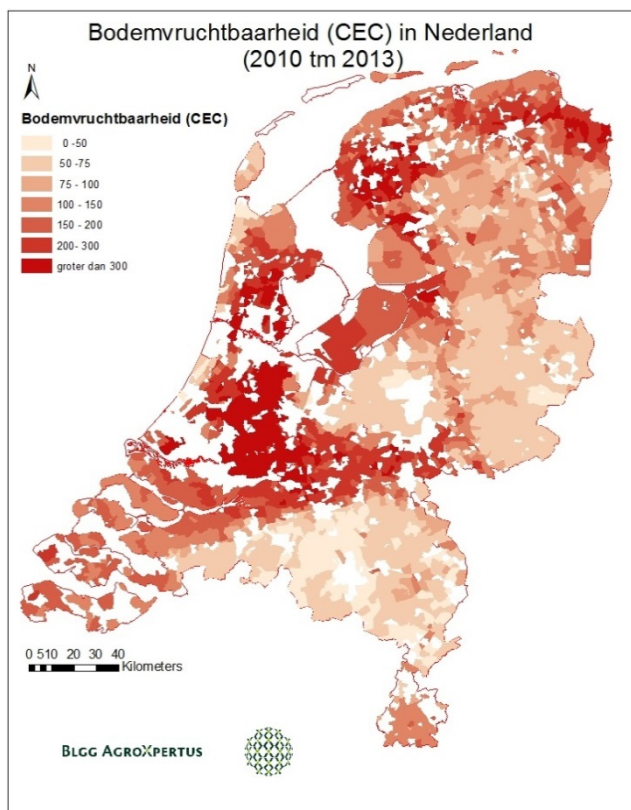
Organische stof heeft een gunstige invloed op de bodemstructuur, afhankelijk van de samenstelling. Organische stof verbetert de stabiliteit van bodemaggregaten (aan elkaar katten van bodemdeeltjes), vergroot de verkrumelbaarheid en werkbaarheid van de bodem en geeft een betere zuurstof- en waterhuishouding van de bodem (Diacono and Montemurro, 2010; Russell, 1973; Schnitzer and Khan, 1978; Brady and Weil, 1999). Op kleigronden verbetert organische stof de verkrumelbaarheid van de grond. In zavel- en lössgronden kan organische stof het dichtslaan van de bodem door verslemping beperken. Organische stof verhoogt het specifieke oppervlakte en het poriëngehalte van de bodem. Dit heeft een positief effect op het nutriënten- en waterbindend vermogen van de bodem en op de doorworteling. Op zandgronden wordt per gram organische stof het vochtbindend vermogen met 1-8 cm³ verhoogd (Janssen et al., 1991).

Een betere water- en zuurstofhuishouding van de bodem, door meer organische stof, kan leiden tot een betere doorworteling en betere benutting van stikstof door gewassen. Dit kan leiden tot minder nitraatuitspoeling. Een betere zuurstofhuishouding kan ook leiden tot een hogere N-mineralisatie en lagere denitrificatie; dit leidt tot een hoger risico op nitraatuitspoeling. Het netto effect is afhankelijk van de omstandigheden (zoals

grondsoort, bodemstructuur, gehalte aan organische stof, type organische meststof, etc.) en is niet in algemene termen te voorspellen.

B2.2.4. Chemische bodemkwaliteit

Veel organische verbindingen hebben een reactief oppervlak met een negatieve lading, waardoor positief geladen nutriënten (kationen) als ammonium (NH_4^+), calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}) of kalium (K^+) reversibel worden vastgehouden (Russell, 1973; Schnitzer and Khan, 1978; Brady and Weil, 1999; Janssen et al., 1991). De uitwisselingscapaciteit van kationen (Cation Exchange Capacity; CEC) van organische stof is vooral van belang in zandgronden, omdat de minerale delen in zandgronden een heel geringe CEC hebben ten opzichte van kleigronden (Figuur B5). Een hoger gehalte aan organische stof leidt tot een hogere CEC (Zwart et al., 2013) en daardoor tot een groter vermogen om kationen te binden. Een goede beschikbaarheid van kationen kan leiden tot een betere gewasgroei, indien de aanvoer van deze kationen via dierlijke mest en kunstmest onvoldoende is. Als een tekort aan deze kationen leidt tot een verminderde stikstofopname door het gewas, dan kan dit leiden tot meer nitraatuitspoeling. De vraag is of dit een probleem is op zandgronden Nederland, omdat de aanvoer van kationen via kunstmest en vooral dierlijke mest hoog is en er bemestingsadviezen beschikbaar zijn voor kalium, magnesium, kalk en spoorelementen voor akkerbouw en voor grasland en maïsland³.



Figuur B5. CEC-kaart van Nederland. Zandgronden hebben een lagere CEC dan klei- en veengronden. Bron: Eurofins Agro⁴.

³ <http://www.bemestingsadvies.nl/bemestingsadvies.html>

⁴ <http://eurofins-agro.com/nl-nl/expertise/bemesting/artikelen/bodemvruchtbaarheid-nederland-beeld>

B2.2.5. Biologische kwaliteit en ziektevering

Kortdurende proeven (enkele jaren) in Estland laat zien dat gebruik van dierlijke mest op landbouwbedrijven een positief effect had op de microbiële biomassa en activiteit (inclusief N-mineralisatie) in vergelijking tot gebruik van alleen kunstmest (Truu et al., 2008). Vergelijkbare resultaten werden gevonden in onderzoek van Ge et al. (2008) en Jangid et al. (2008). In een meerjarige proef (33 jaar) in China van Luo et al. (2015) was de microbiële biomassa en enzymactiviteit (dehydrogenase activiteit) significant hoger bij toediening van varkensmest in vergelijking tot kunstmest. Zowel gewasresten als organische stof in de bodem zijn een bron van door regenwormen mineraliseerbare stikstof. Een meta-analyse van Van Groenigen et al. (2014) laat zien dat regenwormen een positief effect hebben op de N-mineralisatie en daarmee op de gewasgroei. Dit effect is groter naarmate de stikstofbemesting lager is.

Bodems met een hoge functionele biodiversiteit worden geacht een grotere ziektevering te hebben en minder input van pesticiden en nutriënten nodig te hebben dan bodems met een geringe biodiversiteit (e.g., Mader et al., 2002; Gardi and Jeffery, 2009). Zwart et al. (2013) geven echter aan dat er geen wetenschappelijk bewijs is voor de algemene veronderstelling dat bodems met een goede organische stofvoorziening een hogere ziektevering hebben dan bodems met een minder goede voorziening. Bovendien kunnen er ook pathogene organismen worden aangevoerd met organische materialen die onzorgvuldig zijn behandeld, bijvoorbeeld slecht gecomposteerd of vergist.

B2.3. Organische meststoffen en aanvoer van organische stof

Bij de beoordeling of toediening van organische stof leidt tot een lagere nitraatuitspoeling moeten de volgende aspecten worden meegenomen:

- Gehalte aan stabiele organische stof (Effectieve organische stof⁵; EOS);
- Gehalte aan minerale stikstof per eenheid EOS;
- Gehalte aan organische stikstof per eenheid EOS (indicator voor N-mineralisatie);
- Gehalte aan fosfaat per eenheid EOS;
- Effect op denitrificatie op korte en lange termijn;
- Risico op nitraatuitspoeling bij langdurig gebruik bij giften die leiden tot hogere organische stofgehalte.

In Tabel B4 wordt de samenstelling gegeven van enkele organische producten. Producten met een hoge verhouding Nmineraal/EOS (zoals drijfmesten) zijn bruikbaar als stikstofmeststof; deze moeten op juiste tijdstip (begin groeiseizoen) en hoeveelheid worden toegediend, om het risico op nitraatuitspoeling te beperken. Producten met een hoge verhouding van N organisch/EOS, zoals dierlijke mesten, leiden bij veeljarig gebruik tot een sterkere ophoping van organische stikstof in de bodem als producten met een lage verhouding N organisch/EOS bij eenzelfde gift aan EOS. Dit leidt tot een toename van de N-mineralisatie. Dit is gunstig voor de gewasproductie, maar het risico op nitraatuitspoeling neemt toe, omdat een deel van de N-mineralisatie buiten de periode van stikstofopname van gewassen valt.

Producten met een relatief hoge fosfaat/EOS-verhouding, zoals dierlijke mesten, hebben als nadeel dat de aanvoer van organische stof wordt beperkt door de fosfaatgebruiksnormen (Tabel B4).

Producten met een lage verhouding nutriënten/EOS, zoals tarwestro, leiden bij eenzelfde EOS-gift tot minder ophoping van nutriënten in vergelijking tot producten met een hoge verhouding nutriënten/EOS. Toediening van tarwestro leidt tot een tijdelijke immobilisatie van N; dit kan resulteren in een lagere nitraatuitspoeling.

⁵ Effectieve organische stof is de organische stof die één jaar na toediening nog in de bodem aanwezig is.

Naast de samenstelling van organische meststoffen is de gift belangrijk. In het volgende hoofdstuk worden modelmatige verkenningen uitgevoerd van effecten van organische meststoffen op stikstofprocessen en nitraatuitspoeling uitgaande van giften die zijn toegestaan vanuit het mestbeleid.

Naast de in de Tabel B4 genoemde organische meststoffen/producten zijn gewasresten en groenbemesters belangrijke bronnen van organische stof. Uit het onderzoek van Conijn en Lesschen (2015) blijkt dat gewasresten en dierlijke mest de belangrijkste bronnen van effectieve organische stof zijn op bouwland in Nederland (Figuur B6). De aanvoer van effectieve organische stof is hoger op grasland dan op bouwland, omdat de aanvoer van gewasresten hoger is op grasland dan op bouwland.

Een groenbemester wordt in de landbouw vaak verbouwd voor de aanvoer van organische stof (CDM, 2017a) en, indien onbemest, vermindering van nitraatuitspoeling (vanggewas). Een meta-analyse van studies over de gehele wereld door Poeplau en Don (2015) laat zien dat het gebruik van groenbemesters leidt tot een toename van het gehalte aan organische stof in de bodem. Een groenbemester kan ook leiden tot een betere beworteling en daarmee verbetering van de bodemstructuur. Verder neemt een groenbemester stikstof op en kan, mits tijdig ingezaaid, de nitraatuitspoeling beperken (Schröder et al., 2013). Een groenbemester heeft dus als voordeel dat het een bron van organische stof is, de bodemstructuur verbetert en de nitraatuitspoeling verlaagt.

Ook het telen van akkerbouwgewassen in rotatie met grasland is een methode om het gehalte aan organische stof van het betreffende perceel te verhogen (Johnston, 1986; Vertès et al., 2007). Grasland is een grote bron van organische stof. Een nadeel van rotaties is echter dat na het scheuren van grasland er een verhoogd risico op nitraatuitspoeling is (Velthof et al., 2010) en dat bij herinzaai extra moet worden geïnvesteerd in opbouw van organische stof. Er zullen bij rotaties dan ook maatregelen moeten worden genomen om de nitraatuitspoeling te beperken, zoals maatregelen in relatie tot het tijdstip van scheuren en herinzaai en bemesting van het geteelde gewas (CDM, 2017b).

Tabel B4. Samenstelling van verschillende organische producten (EOS is effectieve organische stof).

Mesttype	Wettelijke werking coëfficiënt (%)	Humicatie coëfficiënt (%)*	Gehalten (kg per ton product)							C/N ***	Nmin/EOS g/kg	Norg/EOS g/kg	P2O5/EOS g/kg
			Org. stof	Effectieve org. stof	Ntot	Nmin	Norg	P ₂ O ₅					
Runderdrijfmest	60	45	71	32	4.0	1.9	2.1	1.5	15	59	66	47	
Vaste rundermest	40	50	155	78	7.7	1.1	6.6	4.3	11	14	85	55	
Dikke fractie gescheiden rundermest	40	30	188	56	7.8	1.6	6.2	4.4	14	28	110	78	
Vleesvarkensdrijfmest	80	30	79	24	7.0	3.7	3.3	3.9	11	156	139	165	
GFT-compost	10	85	242	206	8.9	0.8	8.1	4.4	13	4	39	21	
Champost	25	50	211	106	7.6	0.4	7.2	4.5	13	4	68	43	
Tarwe incl. stro **	-	31	773	240	5.8	0.0	5.8	1.6	60	0	24	7	

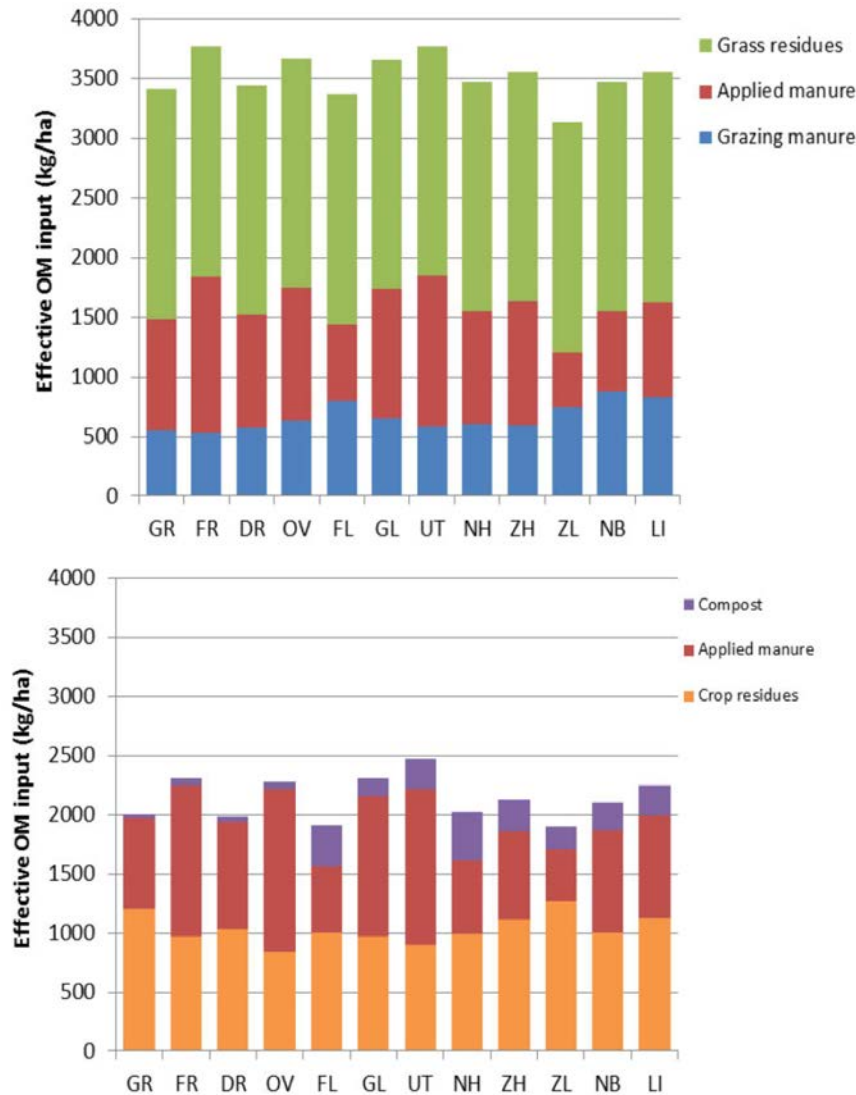
Bronnen:

Tabel Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen, behalve:

*humificatiecoëfficiënt: Velthof et al., 1998; Velthof 2004; INAGRO, 2011

**Tabel 9 Forfaitaire opbrengst en stikstof- en fosfaatgehalten in ruwvoer en enkelvoudig diervoer, 84% drogestof (Beukeboom, 1996) en aanname 8% ruw as

***C/N verhouding van de organische stof. Mest bevat aminozuren, peptides, eiwitten, cellulose, hemicellulose, lignine, vetten, vetzuren, koolhydraten etc. Het C-gehalte van deze verbindingen ligt tussen 40 en 60%, maar voor de meeste verbinding tussen 40 en 45%. Er wordt aangenomen dat het C-gehalte van organische stof in mest 45% is. Ook voor de overige organische meststoffen wordt dit gehalte aangenomen.



Figuur B6. Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten, dierlijke mest (inclusief beweiding) en compost per provincie naar grasland (links) en bouwland (rechts). Conijn en Lesschen (2015).

B2.4. Nitraatuitspoeling

B2.4.1. Inleiding

Uitspoeling van nitraat uit de bodem vindt plaats in perioden met een neerslagoverschot in combinatie met ophoping van nitraat in de bodem. Als het nitraat dieper in de bodem zit dan de meeste plantenwortels (vaak >60 cm) dan is het nitraat feitelijk niet meer beschikbaar voor opname door de wortels en is het nitraat "uitgespoeld". In Nederland vindt uitspoeling vooral plaats in het najaar en de winter omdat er dan een neerslagoverschot is en het bouwland onbegroeid is dan wel dat het aanwezige gewas weinig N uit de bodem opneemt vanwege te lage temperatuur en te weinig zon. Er zijn veel factoren die de grootte van de uitspoeling bepalen en er zijn ook veel factoren die de nitraatuitspoeling kunnen beperken. Belangrijke factoren zijn landgebruik, bemesting, grondsoort, grondwaterstand en klimaat. Grondsoort en grondwaterstand hebben in Nederland een grote invloed op de nitraatconcentratie in het water dat uit de wortelzone spoelt (Figuur B4).

In een review stelden Di and Cameron (2002) dat de potentie van de nitraatuitspoeling toeneemt bij het volgende landgebruik: groeiend bos < gemaaid grasland < beweid grasland ≤ bouwland < geploegd grasland < intensieve tuinbouw. De hoogte van de N-bemesting en N-mineralisatie speelt daarbij een grote rol. Een N-bemesting en N-mineralisatie die (veel) groter is dan de plant op kan nemen leidt tot een groter risico op nitraatuitspoeling, afhankelijk ook van grondsoort, grondwaterstand en klimaat (zie ook paragraaf B3.2.5). In de literatuur is vooral veel aandacht besteed aan N-bemesting, grondsoort, bouwplan (Burt et al., 1984; Addiscott et al., 1991; Hatch et al., 2004; Hatfield and Follett, 2008). Omdat er veel factoren zijn die de grootte van de nitraatuitspoeling beïnvloeden is de variatie groot in de fractie van de toegediende stikstof die uitspoelt.

Belangrijke management maatregelen die de uitspoeling van nitraat kunnen beperken zijn (i) plaatsing van N door middel van rijenbemesting en gedeelde N-giften op tijdstippen dat het gewas de N nodig heeft, (ii) toepassing van dierlijke mest in eerste deel van groeiseizoen, (iii) teelt van gewassen/variëteiten met een groot wortelstelsel en relatief lang groeiseizoen en daarbij oogsttijdstip van het gewas afstemmen op bodemgeschiktheid najaar/ risico op slechte berijdbaarheid percelen, (iv) teelt van een onbemest vanggewas meteen na de oogst van het hoofdgewas, (v) beperking van de grondbewerking, (vi) nitrificatieremmers en slow-release meststoffen en (vii) gecontroleerde drainage, buffer strips en oeverkanten (ook om denitrificatie op bepaalde tijdstippen te bevorderen). De geschiktheid van de genoemde maatregelen hangt sterk af van de specifieke omstandigheden (grondsoort, bouwplan, klimaat en marktomstandigheden).

B2.4.2. Effecten van de toediening van organische meststoffen op nitraatuitspoeling

In een review van Edmeades (2003) werden de resultaten van 14 veeljarige veldproeven (20 – 120 jaar) naar de effecten van kunstmest en organische meststoffen (stalmest, dunne mest en groencompost) op gewasopbrengst en bodemeigenschappen geëvalueerd. Veeljarige toediening van mest leidt tot een hoger gehalte aan organische stof, een hogere biodiversiteit en een hoger gehalte aan fosfaat, calcium, kalium en magnesium in de bovengrond. Het nitraatgehalte in de ondergrond neemt ook toe. De bodemstructuur verbetert (lagere bulkdichtheid, hoger porositeit) ten opzichte van kunstmest. Er was echter geen significant verschil in gewasopbrengst tussen behandelingen met kunstmest en die met organische meststoffen. Uit de studie kwam naar voren dat, in vergelijking tot kunstmest, een sterkere accumulatie van stikstof en fosfaat in de bodem kan optreden bij veeljarig gebruik van organische meststoffen. Dit kan leiden tot een hogere uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat. De auteur concludeert dat het veeljarig gebruik van organische meststoffen het risico op uit- en afspoeling van nitraat naar grond- en oppervlaktewater verhoogt.

In een review van Diacono and Montemurro (2010) werd geconcludeerd dat het veeljarige gebruik van (composteerde) organische meststoffen tot een toename van het organische stikstofgehalte in landbouwgronden leidt. Dit is stikstof die na mineralisatie beschikbaar kan worden voor gewas. De effecten op nitraatuitspoeling waren wisselend; vaak is er geen effect, maar er zijn ook studies waarin de nitraatuitspoeling afnam en studies waarin de nitraatuitspoeling toenam.

In een studie in Frankrijk werd het effect van langdurig gebruik van composten op de uitspoeling van nutriënten, inclusief stikstof, onderzocht (Cambier et al., 2014). Het veldexperiment startte in 1998 bij een mais-tarwe rotatie op lössgrond, waarbij een vergelijking werd gemaakt tussen drie verschillende composten (gecomposteerd zuiveringsslib, GFT-compost en compost van gescheiden organisch stedelijk afval), stalmest en geen toediening van organische meststoffen (alleen kunstmest). Metingen van de nitraatconcentratie op 1 m diepte lieten zien dat gemiddeld de nitraatconcentratie het hoogst was bij gecomposteerd zuiveringsslib, GFT-compost en stalmest, gevolgd door gecomposteerd stedelijk afval en het gebruik van alleen kunstmest.

In een veeljarige studie in Oostenrijk leidde het gebruik van GFT-compost tot een lage en vergelijkbare nitraatuitspoeling als het gebruik van kunstmest (Erhart et al., 2007). In een zesjarige studie van Basso and Ritchie (2005) in de Verenigde staten met een rotatie van maïs en luzerne en behandelingen met verschillende

organische meststoffen, werd de hoogste nitraatuitspoeling gevonden bij gebruik van stalmest, gevolgd door composteerde mest, kunstmest en dan de onbemeste controle. In een vierjarige studie van Nevens and Reheul (2003) in Vlaanderen met GFT-compost en dunne rundermest bij mais, was het organische stofgehalte in behandelingen met compost na vier jaar hoger dan in behandelingen met dunne rundermest. GFT-compost leidde niet tot een toename van het risico op nitraatuitspoeling (uitgedrukt als minerale N in de bodem in de herfst), mits de stikstofgift met kunstmest werd aangepast aan de die van GFT-compost. Gebruik van dunne rundermest leidde tot een hoger risico op nitraatuitspoeling dan GFT-compost. Maeda et al. (2003) concludeerde op basis van een veeljarige studie in Japan, dat gebruik van gecomposteerde varkensmest in plaats van kunstmest kan leiden tot minder nitraatuitspoeling gedurende de eerste jaren van gebruik. Bij herhaald gebruik van gecomposteerde varkensmest op langere termijn neemt de nitraatuitspoeling echter toe. Van Dijk et al (2004) bestudeerden de nitraatuitspoeling in twee verschillende bouwplannen op lössgronden in Limburg over een periode van 6 jaar. Ze concludeerden dat de nitraatconcentraties in het uitspoelende water kunnen worden beperkt tot <50 mg nitraat per liter indien de N-gift niet hoger is dan de optimale N-gift en de gift met dierlijke mest beperkt is.

In een studie van Hansen et al. (2005) in Denemarken had het laten liggen of het verwijderen van tarwestro gedurende 7 jaren geen effect op de nitraatuitspoeling. Olesen et al. (2004) onderzochten de effecten van bouwplan, vanggewassen en de toediening van dierlijke mest op de uitspoeling van nitraat op drie locaties in Denemarken over een periode van vijf jaar. Ze vonden grote verschillen tussen gewasrotaties (aandeel granen en leguminosen), een fors lagere nitraatuitspoeling bij gebruik van een vanggewas, terwijl de toediening van dierlijke mest geen significant effect op de uitspoeling van nitraat gaf.

In een meta-analyse met data van 20 veeljarige proeven in Europa werd gemiddeld geen extra effect op de opbrengst gevonden van de aanvoer van organische stof via dunne mest, stal mest, stro en gewasresten (Hijbeek et al., 2016). Gebruik van organische meststoffen leidde tot hogere opbrengsten bij sommige gewassen, zoals aardappelen, op zandgrond onder midden Europese klimaatomstandigheden. Door gebruik van organische meststoffen kan stikstofkunstmest worden gespaard, maar deze stikstofbesparing is minder groot dan de extra input van stikstof met organische meststoffen. Dit leidt tot een hogere risico op stikstofverliezen.

Concluderend, uit de internationale literatuur komt een wisselend beeld naar voren van het effect van het gebruik van organische meststoffen op nitraatuitspoeling ten opzichte van minerale meststoffen: vaak een hogere uitspoeling, soms een lagere uitspoeling of geen effect. Belangrijke sturende factoren daarbij zijn de aard en samenstelling van de gebruikte organische meststoffen, de totale N-gift via organische mest en kunstmest, het bouwplan (en de teelt van vanggewassen), grondsoort, het klimaat en de duur van de studie. De totale N-gift en de mate waarin daarbij rekening wordt gehouden met de nawerking van de (eerder) toegediende N via de organische meststoffen is vooral belangrijk. Ook speelt soms een rol dat organische meststoffen het organische stofgehalte van de bodem verhogen en daardoor ook de N-mineralisatie en potentiële denitrificatiecapaciteit. De wisselwerking tussen N-gift, N-mineralisatie, N-opname door het hoofdgewas (en vanggewas), denitrificatie grondsoort, en weersomstandigheden bepaalt uiteindelijk welk gedeelte van de N-gift en van het N-overschot door uitspoeling van nitraat verloren gaat.

Bijlage 3. Resultaten van Modelberekeningen

B3.1 Inleiding

Er zijn berekeningen uitgevoerd met de modellen SWAP-WOFOST en ANIMO naar de effecten van veeljarige (30 jaar) toediening van kunstmest en organische meststoffen (runderdrijfmest, vaste rundermest, varkensdrijfmest en GFT-compost) op de N-mineralisatie, denitrificatie, gewasproductie en nitraatconcentraties in het grondwater. De toediening van meststoffen is hierbij gelimiteerd door de gebruiksnorm voor fosfaat of die voor stikstof.

B3.2 Materialen en methoden

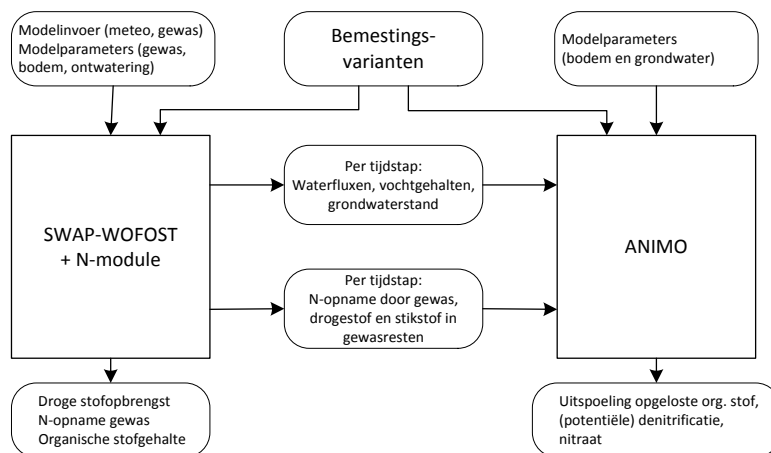
Voor de beantwoording van de vragen is een modelstudie uitgevoerd. Hierin is gebruik gemaakt van deelmodellen die in STONE (Wolf et al, 2003; Groenendijk et al, 2013) de hydrologie, bodemprocessen en uitspoeling simuleren. STONE is een model voor landelijke schaal en gaat uit van 6405 rekeneenheden (plots) met combinaties van landgebruik, bodem, hydrologie en bemesting. In deze studie is gebruik gemaakt van de informatie in STONE ten aanzien van bodem en hydrologie en is een keuze gemaakt om de effecten van organische stofaanvoer te simuleren in drie zandplots, gelegen in het zuidelijke zandgebied.

STONE maakt gebruik van drie deelmodellen:

- SWAP (Van Dam et al, 2008) voor de simulatie van waterfluxen, bodemvochtgehalten en grondwaterstanden,
- QUAD-MOD en MEBOT (Ten Berge et al, 2000; Schreuder et al, 2008) voor de berekening van gewasopname en gewasresten en
- ANIMO (Groenendijk et al, 2005; Groenendijk et al, 2014) voor de simulatie van de organische stof-, stikstof en fosforkringlopen in de bodem vanaf maaiveld tot een aantal meters onder de grondwaterstand en de uit- en afspoeling naar grondwater en oppervlaktewater. Als onderdeel van de simulaties wordt ook denitrificatie en de uitspoeling van nitraat en opgeloste organische stof berekend. Door het transport van opgeloste organische stof vanuit de bouwvoor naar diepere lagen kan het landgebruik de bemesting van invloed zijn op de denitrificatiecapaciteit van de bodem dieper dan de bouwvoor.

Afwijkend van een normale modelstudie met STONE is het simuleren van gewasproductie, stikstofopname en productie van gewasresten met het WOFOST-model (Supit et al., 1994), waaraan een module voor stikstofallocatie en -translocatie in een gewas (Shibu et al., 2010) en een module voor mineralisatie (Groenendijk et al, 2016) is toegevoegd. Het WOFOST-model is beter in staat om de diverse terugkoppelingen tussen mestgiften, mineralisatie en gewasproductie van de teelt van een hoofdgewas en een vanggewas te simuleren dan de rekenmodulen die hiervoor normaal binnen STONE worden toegepast. In een standaard toepassing van STONE wordt de gewasopname en de productie van gewasresten berekend met QUAD-MOD en MEBOT. Deze modellen zijn gebaseerd op een statisch concept en berekenen de droge stofopbrengst, de N-opname en de productie van gewasresten op basis van een waarde voor het N-leverend vermogen van de bodem en een waarde voor de werkzame N-gift. De berekende jaargetallen voor N-opname en productie van gewasresten worden volgens een vast patroon toegedeeld naar waarden per tijdstap. De lange termijn ontwikkeling van het N-leverend vermogen onder bouwland is bij toepassing van verschillende mestsoorten met sterk afwijkende eigenschappen moeilijk te schatten. In deze studie vervangt het WOFOST-model de functie van QUAD-MOD en MEBOT en wordt de terugkoppeling van de mineralisatie op de gewasopname beter beschreven.

Het gewasgroeiemodel WOFOST en het bodemvochtmodel SWAP zijn in één rekencode ondergebracht. ANIMO is een afzonderlijke rekencode. De communicatie tussen de twee rekencodes vindt plaats door middel van bestanden. In Figuur B7 is de aanpak van de berekeningen schematisch weergegeven. Beide rekencodes maken gebruik van dezelfde informatie over mestgiften.



Figuur B7. Schematische weergave van het rekenschema voor het SWAP-WOFOST en het ANIMO-model voor de berekening van de gewasopname, het organische stofgehalte, de (potentiële) denitrificatie en de nitraatconcentraties.

ANIMO simuleert de organische stof- en stikstofhuishouding van de bodem vanaf maaiveld tot een aantal meters onder de grondwaterstand en omvat beschrijvingen voor onder andere mineralisatie, denitrificatie en de uitspoeling van nitraat en opgeloste organische stof. Door het transport van opgeloste organische stof vanuit de bouwvoor naar diepere lagen kan het landgebruik de bemesting van invloed zijn op de denitrificatiecapaciteit van de bodem dieper dan de bouwvoor.

De volgende aannames zijn gedaan in de modelberekeningen:

Gewas	Snijmais met een vanggewas, snijmais wordt eind april gezaaid en ca 5 oktober geoogst, vanggewas wordt direct na de oogst ingezaaid en ca 10 april ondergeploegd
Bodem	Zandgrond met ca 4% organische stof
Weer	Meteoreeks Eindhoven 2001 – 2015, tweemaal achtereen zodat 30 jaar is gesimuleerd
Gebruiksnorm stikstof	112 kg N/ ha (5 ^e AP, snijmais in zuidelijk zandgebied)
Gebruiksnorm fosfaat	60 kg P ₂ O ₅ /ha (klasse neutraal)
Gebruiksnorm dierlijke mest	170 kg N /ha
Ammoniakvervluchtiging dierlijke mest	22% van de TAN, onderwerpen in 1 werkgang
Ammoniakvervluchtiging kunstmest	0.9% van de TAN
Werkingscoëfficiënten stikstof	Zie onderstaande tabel
Werkingscoëfficiënten fosfaat	100% voor dierlijke mest, voor compost geldt een voet van 3,5%. Het percentage tot aan deze voet heeft een werkingscoëfficiënt van 50%, en boven deze voet een werkingscoëfficiënt van 100%
Voorgeschiedenis	15 jaar snijmais met een vanggewas, 43 kg N/ha met rundermest (RDM), 43 kg/ha met varkensmest (VDM) en 26 kg/ha met kunstmest
Stikstofdepositie	Varieert met neerslaghoeveelheden, langjarig gemiddeld 25 kg ha ⁻¹

Voor de samenstelling van verschillende mestsoorten is uitgegaan van de gegevens in tabel B5.

Tabel B5. Werkingscoëfficiënten (w.c.) en samenstelling van mesttypen die in berekeningen zijn toegepast.

Mesttype	w.c. (%)	Gehalten (kg per ton product)				
		Org.stof	Ntot	Nmin	Norg	P ₂ O ₅
Kunstmest	100					
Runderdrijfmest	60	71	4,0	1,9	2,1	1,5
Vaste rundermest	40	155	7,7	1,1	6,6	4,3
Varkendrijfmest	80	79	7,0	3,7	3,3	3,9
GFT-compost	10	242	8,9	0,8	8,1	4,4

De toediening van mest wordt gelimiteerd door de gebruiksnorm voor fosfaatbemesting of door de gebruiksnorm voor stikstof. In Tabel B6 zijn de maximum giften weergegeven die mogelijk zijn bij een gebruiksnorm van 112 kg/ha werkzame stikstof. Als de dierlijke mestgift beperkt wordt door de gebruiksnorm voor fosfaat, vindt een aanvulling met stikstofkunstmest plaats. De bodembelasting is berekend door de mestgiften te verminderen met de ammoniakemissie die tijdens toediening plaatsvindt.

De effectieve organische stoftoediening (EOS) is berekend door de humificatiecoëfficiënten toe te passen zoals die te vinden in het Handboek Bodem & Bemesting⁶. De maximale gift wordt gelimiteerd door de gebruiksnorm van 60 kg ha⁻¹ P₂O₅. De giften die gelimiteerd worden door de gebruiksnormen zijn in Tabel B6 met geel geaccentueerd.

Tabel B6. Voor snijmais in het zuidelijke zandgebied maximale stikstof- en fosfaatgiften en bijbehorende doseringen van verschillende mesttypen bij de gebruiksnormen van het 5^e Actieprogramma Nitraat. De giften die gelimiteerd worden door de gebruiksnormen zijn met geel geaccentueerd.

Mesttype	Organische mesttoediening (kg/ha)			Kunstmest-aanvulling (kg/ha)	Toediening (ton/ha)		
	Stikstof	Fosfaat	N-werkzaam		Stikstof	Product	Org. stof
kunstmest				112			
runderdrijfmest	160	60	96	16	40	2,8	2,0
vaste rundermest	107	60	43	69	14	2,2	1,5
varkendrijfmest	108	60	86	26	15	1,2	0,4
gft-compost	202	100	20	92	23	5,5	4,1

Om inzicht te krijgen in het effect van het gebruik van compost en verschillende mestsoorten op de denitrificatie en de nitraatconcentraties zijn simulaties uitgevoerd voor drie rekenplots⁷ van het STONE-model. De drie STONE-plots zijn gelegen in het zuidelijk zandgebied en de bodem is gekarakteriseerd als podzol (tabel B7).

Tabel B7. Grondwaterkarakteristieken van drie STONE-plots met snijmais op een veldpodzobodem in het zuidelijke zandgebied.

Plot	Grondwatertrap	GHG (cm – maaiveld) ¹	GLG (cm – maaiveld) ²
Nat	III*	32	115
Matig	VI	60	147
Droog	VII	100	198

¹Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand, cm beneden maaiveld

²Gemiddeld Laagste Grondwaterstand, cm beneden maaiveld

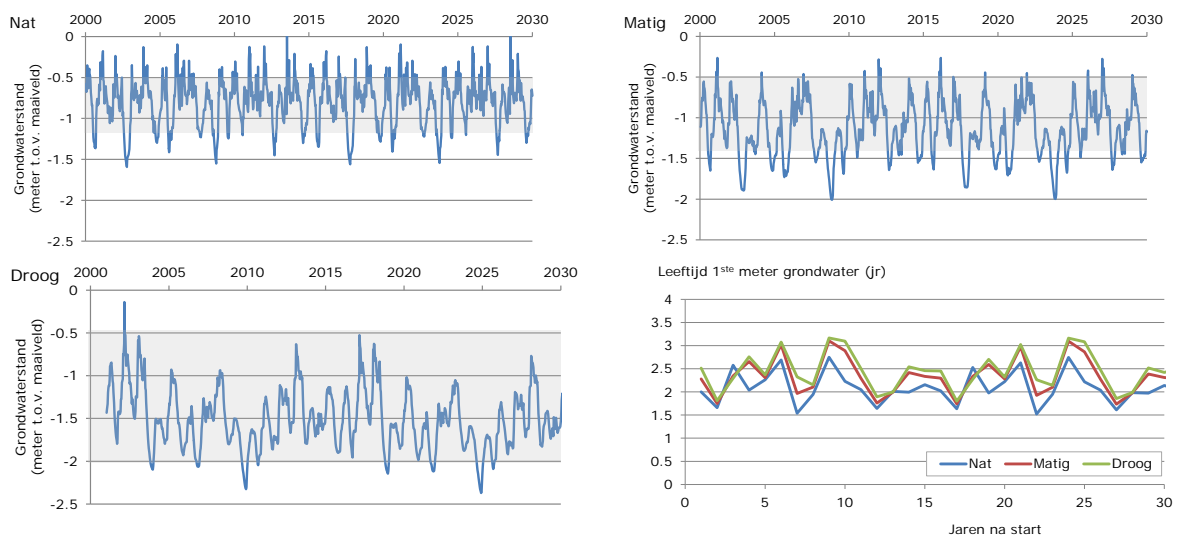
⁶ <http://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/Handeling/Organisch-stofbeheer/Organische-stof/Aanvoerbronnen-effectieve-organische-stof.htm>

⁷ STONE is ontwikkeld om op nationale schaal effecten van mestbeleid zichtbaar te maken voor verschillende combinaties aan bodemgebruik, grondsoort en hydrologische omstandigheden. Hiervoor is Nederland opgedeeld in 6405 ruimtelijke eenheden of plots. Elke plot kan beschouwd worden als een unieke eenheid die volledig homogeen is wat betreft hydrologie, bodemtype en bodemgebruiksvorm.

Figuur B8 geeft het berekende verloop van de grondwaterstand en de leeftijd van de eerste meter van het grondwater. De grijs gearceerde zone duidt op de laag onder de bouwvoor waarvoor de potentiële denitrificatiesnelheid is berekend. Om de resultaten tussen de drie plots te kunnen vergelijken is het organische stofgehalte als functie van de diepte in de uitgangssituatie gelijk verondersteld (Tabel B8).

Tabel B8. Organische stofgehalte van bodemlagen in de uitgangssituatie van de drie plots.

Diepte (cm)	Organische stofgehalte
0 – 50	4%
50 – 75	2%
75 - 120	1,2%
120 - 230	1%
Dieper dan 230	0,5%



Figuur B8 Gesimuleerd verloop van de grondwaterstand (meter ten opzichte van het maaiveld) voor de plots "Nat", "Matig" en "Droog" en de jaargemiddelde leeftijd van het grondwater in de bovenste meter. De grijze arcering duidt op de laag waarvoor de denitrificatie is berekend.

De leeftijden fluctueren evenals de grondwaterstanden binnen een jaar. In Figuur B8 rechtsonder zijn de leeftijden binnen een jaar gemiddeld, evenals de concentraties aan nitraat en opgeloste organische koolstof (DOC) die in Figuur B13 van de resultaten worden gepresenteerd. De leeftijd van het grondwater in de eerste meter onder de grondwaterstand is ongeveer 2 – 2,5 jaar, waarbij het grondwater in de bodem met ondiepere grondwaterstanden gemiddeld iets jonger is dan het grondwater in de bodem met diepere grondwaterstanden.

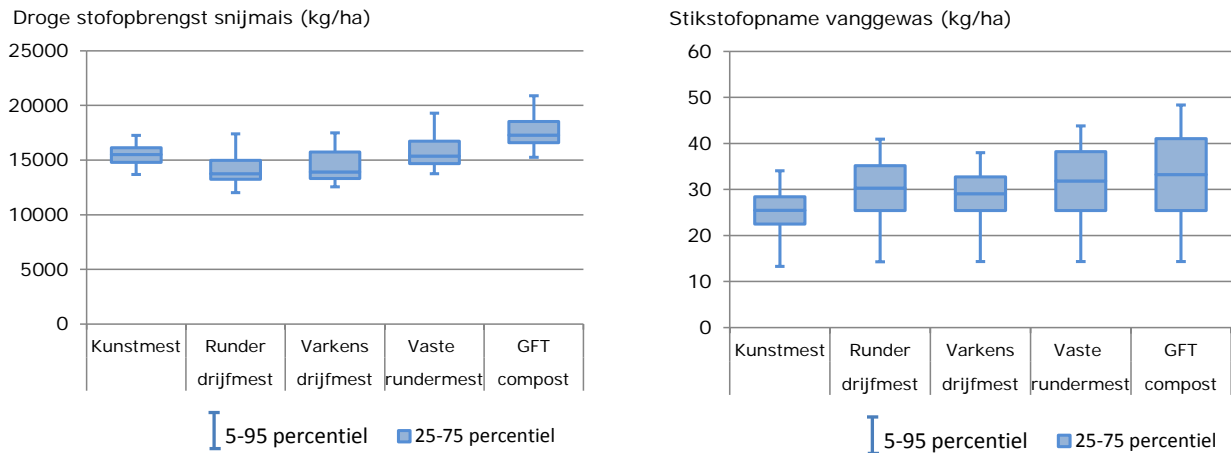
B3.3 Resultaten van de modelberekeningen

3.3.1 Opbrengsten en stikstofopname

De berekende droge stofopbrengsten zijn als box-whiskerplots weergegeven in Figuur B9 links. De gemiddelde waarden variëren van 14,4 ton ha⁻¹ bij de toediening van runderdrijfmest tot 17,7 ton ha⁻¹ bij de toediening van compost, aangevuld met kunstmest. De opbrengsten worden beïnvloed door de gift aan totaal stikstof en de mogelijkheid voor een aanvullende kunstmestgift waarbij de gebruiksnorm voor werkzame stikstof niet wordt overschreden. De verhouding tussen N-opname en droge stofopbrengst met gemiddeld 7,8 kg N per ton droge stof erg laag (in het mestbeleid wordt een forfaitaire waarde van 11,5 kg N per ton droge stof gehanteerd). Bij de berekende N-opname is de droge stofopbrengst van 14,5 – 17,7 ton ha⁻¹ jr⁻¹ te hoog. Dit wordt veroorzaakt door keuze van de parameters in deze modelberekeningen, die specifiek zijn vastgesteld voor de berekening van N-processen in deze studie. Voor de vraagstelling in welke mate organische stof in de bodem bijdraagt aan

de uitspoeling van stikstof is de hoogte van de drogestofopbrengst (en de verschillen tussen de bemestingsscenario's) minder relevant.

De spreiding in de opbrengsten is een gevolg van weereffecten. In het model wordt elk jaar op dezelfde datum gezaaid en geoogst. Opvallend is dat de spreiding in opbrengsten tussen de 25- en 75-percentielwaarde voor de variant 100% kunstmest kleiner is dan van de andere varianten. Met de gedeelde kunstmestgift is efficiënter te sturen dan met doseringen dierlijke mest en compost die ongedeeld in het voorjaar worden toegepast.



Figuur B9. Gesimuleerde droge stofopbrengst van snijmais (links) stikstofopname van een tijdig ingezaaid vanggewas (rechts), weergegeven als box-whisker diagrammen waarin de variatie van de opbrengst en de N-opname van het vanggewasin verschillende jaren is weergegeven

De droge stofproductie van het vanggewas is berekend op ca 2,1 – 2,3 ton ha⁻¹ met een spreiding tussen de 25- en 75-percentielwaarde van 1,6 – 2,8 ton ha⁻¹. De verschillen tussen de verschillende mestvarianten zijn klein voor de droge-stofproductie van het vanggewas. De verschillen tussen de berekende stikstofopname van het vanggewas zijn groter (Figuur B9, rechts). Bij de toediening van compost wordt de grootste stikstofopname en bij de toediening van alleen kunstmest wordt de kleinste stikstofopname door het vanggewas berekend.

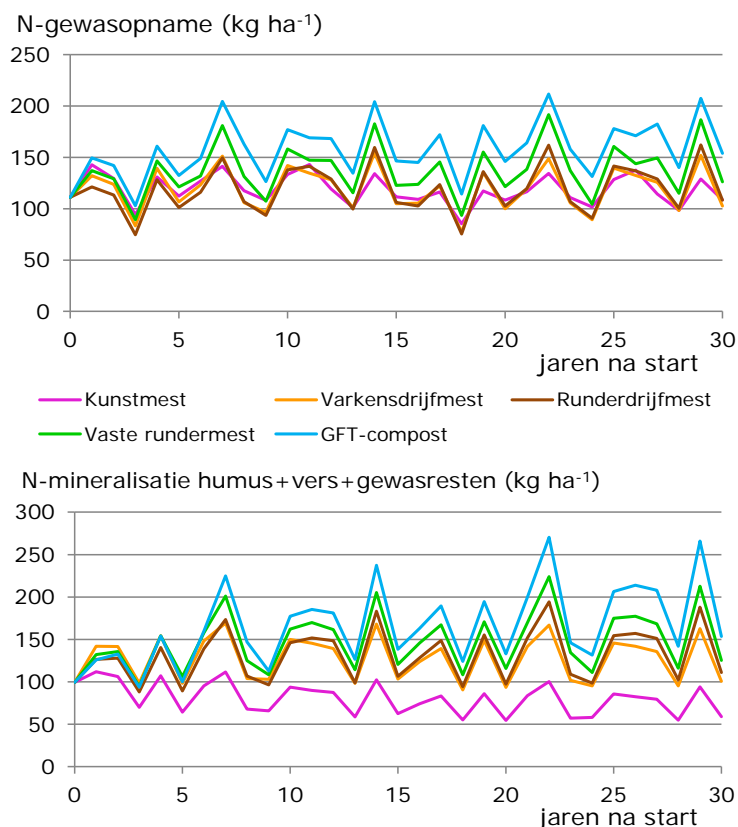
De verschillen in de berekende droge stofopbrengsten leiden tot een gering verschil in de grondwateraanvulling. Verschil tussen de grondwateraanvulling bij bemesting met kunstmest en bij bemesting met compost is berekend op 8 mm.

In Figuur B10 is te zien dat bij gebruik van GFT-compost de N-opname in de loop van de tijd toeneemt. Dit is een gevolg van de ruimere stikstofbeschikbaarheid door de stikstofnawerking van eerder gegeven compost. De wettelijke werkingscoëfficiënten zijn gebaseerd op de eerste jaar stikstofwerking. De meerjarige werking van de stikstof in GFT-compost is hoger en als hiermee bij de bemesting geen rekening wordt gehouden, kan dit leiden tot een toename van nitraatuitspoeling (zie B3.3.4). Bij gebruik van 100% kunstmest neemt de mineralisatie af in de loop van de tijd. De N-opname en de mineralisatie in de andere mestvarianten vertonen een gedrag dat tussen de uitersten in ligt.

In Tabel B9 zijn de gemiddelde waarden weergegeven voor de reeks van 30 jaar van de berekende stikstofopname, N-mineralisatie en N-overschot. De N-opname is relatief laag bij kunstmest. Dit wordt veroorzaakt door de lage stikstofgift (112 kg N per ha) in combinatie met een lage N-mineralisatie bij langjarige toepassing van alleen kunstmest (de mineralisatie uit bodem organische stof is 13 kg N per ha bij alleen toepassing van kunstmest). Er is in de berekeningen gekozen voor een STONE-Plot en scenario met laag niveau van mineralisatie om de effecten van toepassing van organische meststoffen duidelijker te laten zien.

Tabel B9. Berekende langjarig gemiddelde waarden voor N-opname, mineralisatie en N-overschot op de bodembalans bij toediening van verschillende mesttypen.

Mesttype	N-gewasopname (kg/ha)	N-mineralisatie (kg/ha)	N-overschot op bodembalans (kg/ha)
Kunstmest	120	74	17
Varkensdrijfmest	121	126	25
Runderdrijfmest	121	136	63
Vaste rundermest	139	155	58
GFT-compost	160	183	154

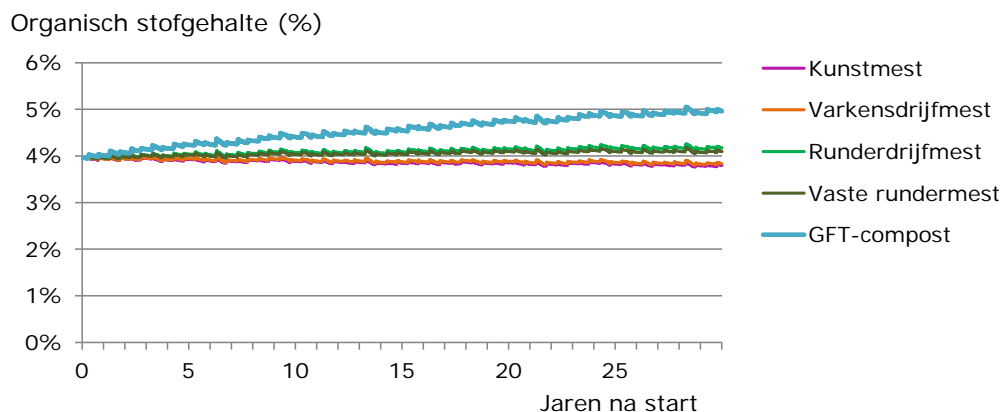


Figuur B10. Gesimuleerd verloop van de stikstofafvoer met de oogst van snijmais (boven) en N-mineralisatie in de bodem (onder).

De bodembelasting bij de toediening van compost, aangevuld met kunstmest is berekend op 289 kg ha⁻¹. Dit leidt bij een depositie van 25 kg ha⁻¹ en de berekende opname door het gewas van 160 kg ha⁻¹ tot een overschot op de bodembalans van 154 kg ha⁻¹. In de eerste jaren na de start van het scenario wordt een deel van het overschot toegevoegd aan de voorraad in de bodem in de vorm van organisch gebonden stikstof.

B3.3.2 Organische stofgehalte in de bodem

Bij gebruik van rundveedrijfmest en vaste rundermest blijft het organisch stofgehalte stabiel (Figuur B11). Bij invulling van de gebruiksnorm met 100% kunstmest of met varkensdrijfmest wordt een geringe daling van het organisch stofgehalte gesimuleerd en bij gebruik van GFT-compost een stijging van ca 1% in 30 jaar.



Figuur B11. Gesimuleerd verloop van het organische stofgehalte in de bouwvoor bij toediening van verschillende mesttypen .

B3.3.3 Nitraat en denitrificatie

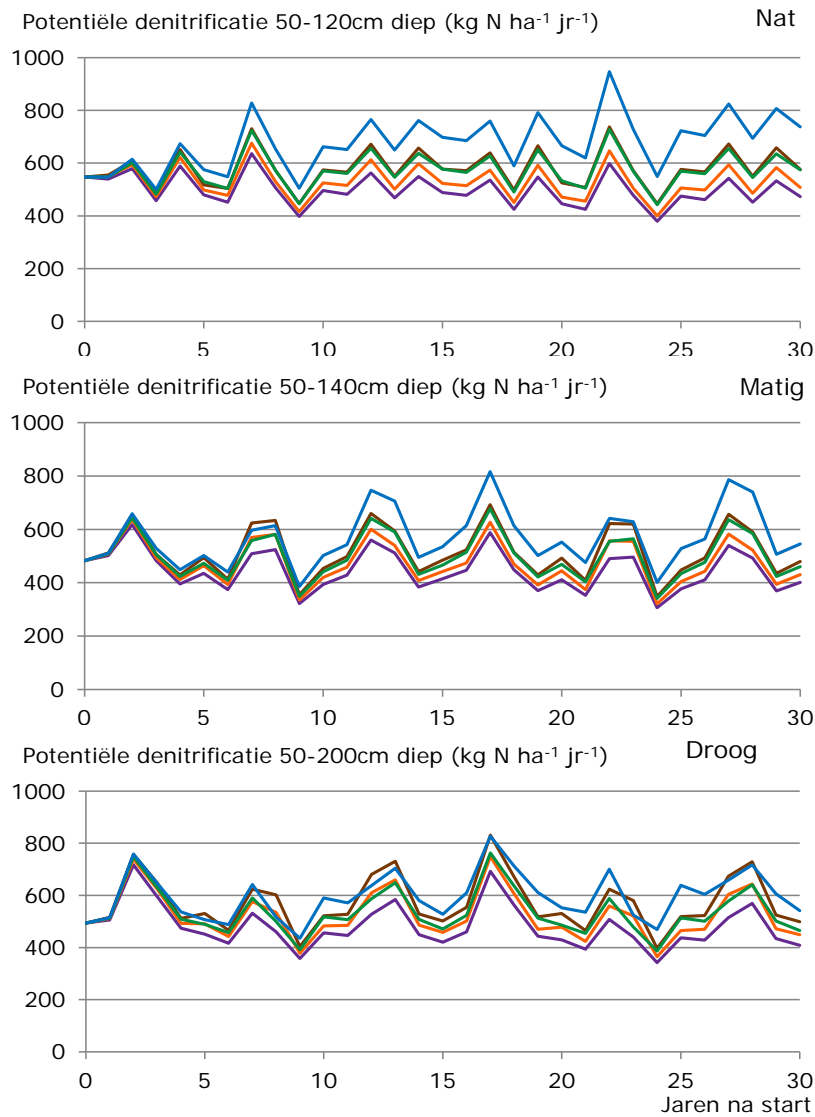
Voor de natte, matig droge en droge bodemprofielen is het verloop van de potentiële en de actuele denitrificatiesnelheid berekend (Figuren B12A en B). De potentiële denitrificatie is weergegeven voor de bodemlagen onder de bouwvoor, waarbij de dikte van deze laag afhankelijk is van de grondwatertrap, en de actuele denitrificatie voor zowel de lagen onder de bouwvoor als voor de bouwvoor.

De potentiële denitrificatiesnelheid is het grootst in het bodemprofiel met de ondiepste grondwaterstanden. In de uitgangssituatie hadden de profielen een gelijk gehalte aan organische stof, maar na initialisatie is in het matig droge en het droge profiel iets meer organische stof afgebroken dan in het natte profiel. Deze hoeveelheid reactieve organische stof die onder verzadigde omstandigheden in aanwezigheid van een overmaat van nitraat-zuurstof nog afgebroken zou kunnen worden is daardoor in het natte profiel iets groter dan in het matig droge en het droge profiel. Voor de drie grondwaterstands-regimes wordt een gelijke volgorde berekend waarin de potentiële denitrificatiesnelheid toeneemt. Voor de situatie met een toepassing van alleen kunstmest wordt de laagste potentiële denitrificatie berekend en voor de variant met toepassing van GFT-compost, aangevuld met kunstmest, wordt de hoogste waarde berekend. De verschillen tussen de hoogste en de laagste waarde zijn het grootst voor het natte profiel en het kleinst voor het droge profiel. Voor het natte profiel wordt een stijgende trend berekend voor de variant met GFT-compost toediening en een gering dalende trend voor de varianten met 100% kunstmest en varkensmest.

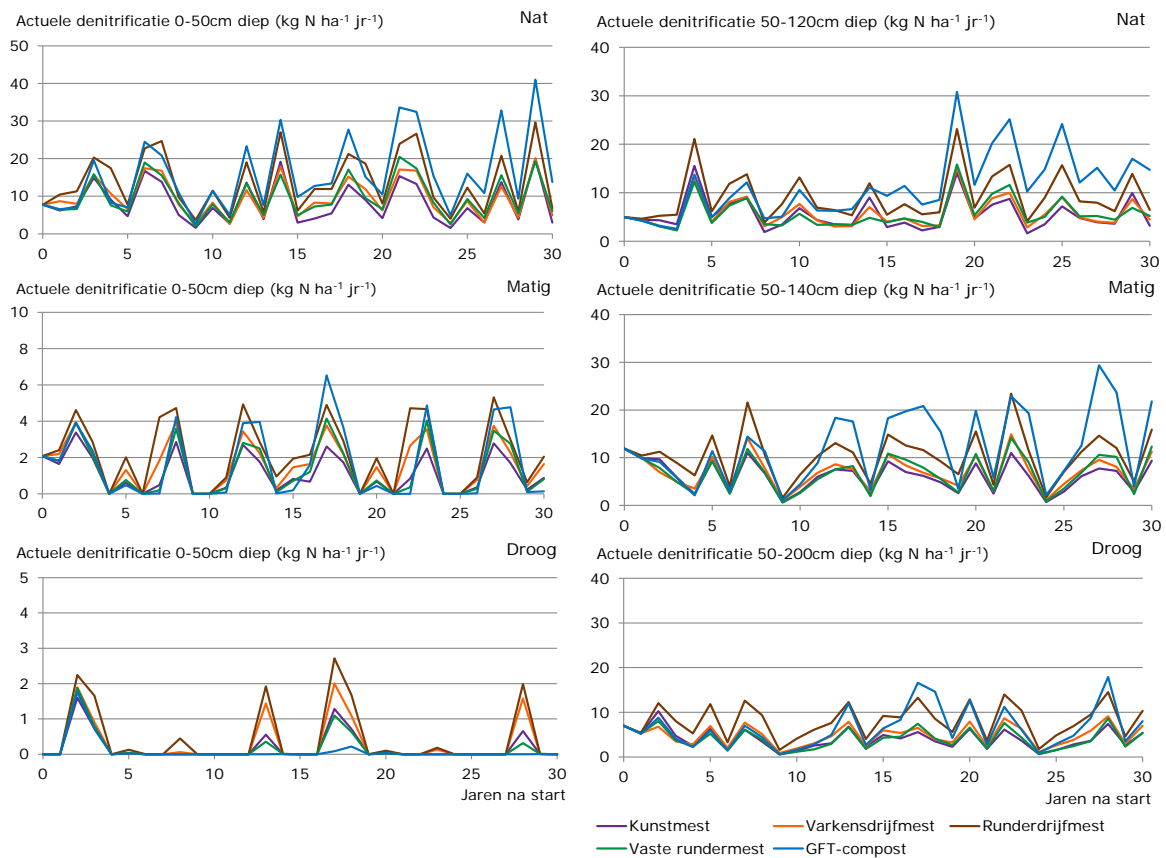
De potentiële denitrificatiesnelheid is het grootst in het natte profiel in de drie situaties veel groter dan de actuele denitrificatiesnelheid. De denitrificatiesnelheid wordt in grote mate beïnvloed door de aanwezigheid van luchtzuurstof en doordat nitraat niet in een overmaat aanwezig is zoals verondersteld wordt bij de berekening van de potentiële denitrificatiesnelheid.

De actuele denitrificatie onder de bouwvoor is het grootst in het profiel met de dikste laag onder de bouwvoor. Gedurende de eerste 10 jaar van de simulatie wordt van de verschillende bemestingsvarianten de grootste actuele denitrificatie berekend voor de variant met runderdrijfmest. De actuele denitrificatie neemt bij toepassing van GFT-compost geleidelijk toe en na 10 – 15 jaar wordt voor deze variant de grootste denitrificatie onder de bouwvoor berekend.

Ook voor de actuele denitrificatie in de bouwvoor worden de hoogste waarden berekend voor de natte variant. Voor het matige droge profiel wordt voor enkele jaren geen denitrificatie in de bouwvoor berekend en voor het droge profiel wordt voor meer dan de helft van de jaren gesimuleerd dat geen denitrificatie plaatsvindt.



Figuur B12A. Gesimuleerd verloop van de potentiële jaarlijks gemiddelde denitrificatiesnelheid ($\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) in de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater (zie figuur B11A voor de legenda). De potentiële denitrificatie is een indicator voor de beschikbaarheid van organische stof voor denitrificerende bacteriën onder optimale omstandigheden. De actuele denitrificatie is veel lager, omdat suboptimale omstandigheden met betrekking tot zuurstofgehalte, nitraatgehalte en temperatuur denitrificatie remmen.



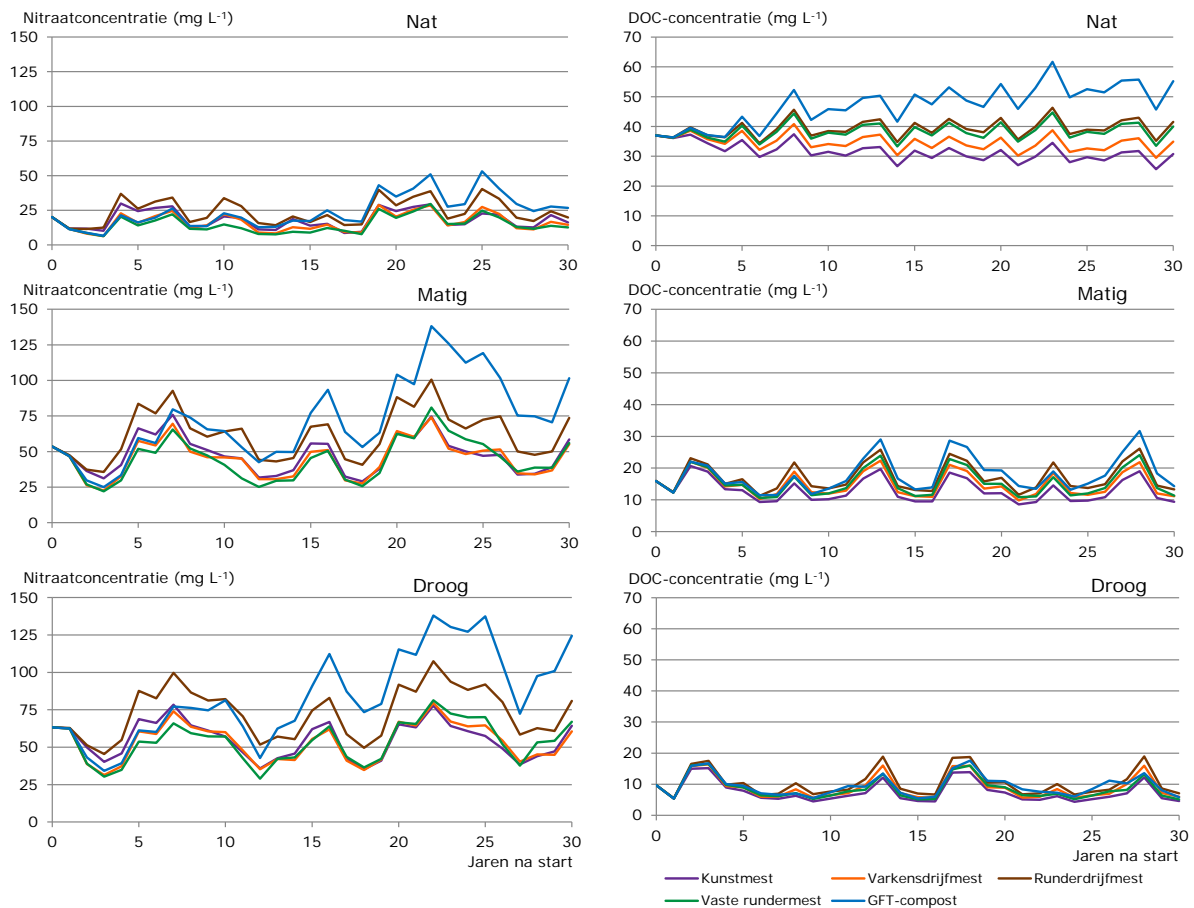
Figuur B12B. Gesimuleerd verloop van de actuele jaarlijks gemiddelde denitrificatiesnelheid ($\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) in de bouwvoor en de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater.

B3.3.4 Nitraat- en DOC-concentraties in het grondwater

Figuur B13 toont de berekende nitraatconcentratie en de berekende DOC-concentratie in de bovenste meter van het grondwater. Bij identieke uitgangssituaties zijn verschillen in DOC-concentraties een aanwijzing voor verschillen in denitrificatiesnelheden. Aangezien de grondwaterstand varieert in de tijd, evenals bij nitraat, de diepte waarvoor deze concentratie geldt niet constant in de tijd.

De fluctuaties in de berekende jaargemiddelde concentraties zijn een gevolg van variaties in het weer. Daarnaast speelt de grondwaterstand een rol. Naarmate de grondwaterstand dieper is, is de DOC-concentratie lager en de nitraatconcentratie hoger. De laagste nitraatconcentraties worden berekend voor de situatie met ondiepe grondwaterstanden.

De laagste nitraatconcentraties worden berekend voor de situatie waarin kunstmest en varkensdrijfmest wordt toegepast en de hoogste concentraties voor de variant met toepassing van GFT-compost. Voor de variant met GFT-compost wordt een stijgende trend van de nitraatconcentratie berekend. De DOC-concentratie in het bovenste grondwater van het natte bodemprofiel vertoont een dalende trend bij de toepassing van kunstmest en varkensmest en een stijgende trend voor de variant met toepassing van GFT-compost. Deze trend is ook het matig droge profiel in geringe mate aanwezig. Voor het droge profiel is geen trend van DOC-concentraties waar te nemen.



Figuur B13. Gesimuleerd verloop van de jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater en de jaarlijks gemiddelde DOC-concentratie in de bovenste meter van het grondwater.

Voor de droge zandgrond wordt ook in de situatie met alleen aanvoer van kunstmest een concentratie berekend die gemiddeld hoger is dan 50 mg L^{-1} . Dit resultaat is mede een gevolg van de aannamen die gemaakt zijn. Voor de neerslag en verdamping is verondersteld dat het perceel zich in het droogste deel van Nederland zou bevinden.

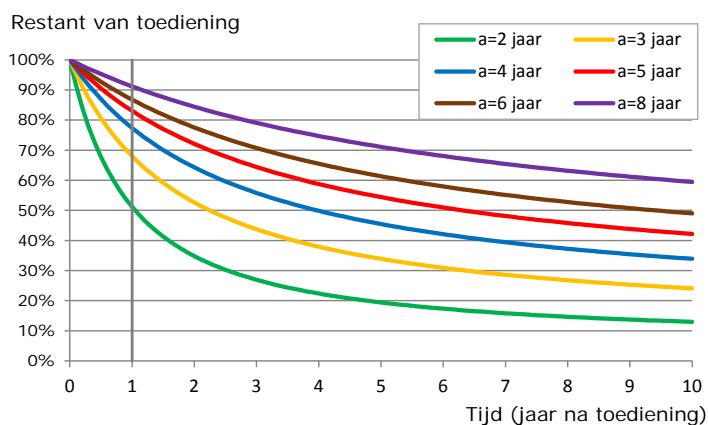
3.3.5. Gevoeligheidsanalyse: afbreekbaarheid van organische stof

De afbreekbaarheid van de organische stof is sterk bepalend voor het effect op nitraatuitspoeling. Zowel de gehalten kunnen variëren als ook de mineralisatiesnelheden. Bij de toediening van kunstmest en varkensmest daalt het organische stofgehalte, bij de toediening van runder(drijf)mest blijft het gehalte min of meer constant en bij de toepassing van compost stijgt het organische stofgehalte. De waarden voor de stijging of daling van de gehalten zijn afhankelijk van de afbraaksnelheid van de organische stof in de mest. De volgorde van de effecten van de verschillende mesttypen wordt behalve door de afbraaksnelheid ook bepaald door de maximum dosering die mogelijk is binnen de gebruiksnormen. In het rekenmodel wordt de afbreekbaarheid gekarakteriseerd door de zogenaamde schijnbare beginleeftijd a (jr). Van Dijk et al (2005) geeft een waarde voor de beginleeftijd van een aantal soorten compost (Tabel B10). Van Geel en de Haan (2007) veronderstelden voor groencompost dezelfde beginleeftijd als voor GFT-compost.

Tabel B10. Schijnbare beginleeftijd *a* (een maat voor afbreekbaarheid) van verschillende soorten composten (Van Dijk et al., 2005).

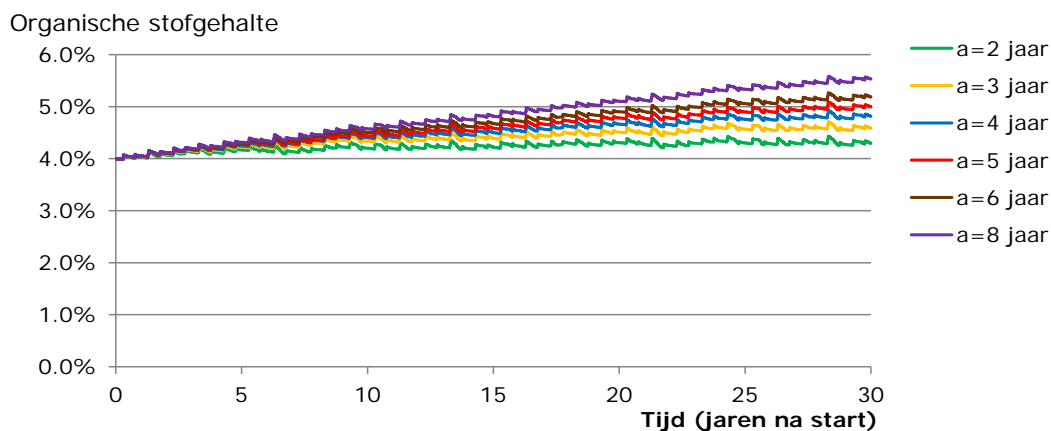
Type compost	Beginleeftijd <i>a</i> (jaar)
Champost	1,95
GFT-compost	3,69
Heidecompost	4,40
Boomschorscompost	5,47
Turfstrooisel	5,47

In de bovenstaande modelberekeningen is voor GFT-compost een waarde voor de schijnbare beginleeftijd van 5 jaar verondersteld. Deze waarde ligt binnen de range aan waarden die voor compostsoorten gelden, maar is vrij hoog. Om de invloed van de afbreekbaarheid van de organische stof in compost op het gehalte aan organische stof nader te onderzoeken is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Figuur B14 toont het restant van een toediening bij verschillende waarden voor deze parameter.



Figuur B14. Restant van een toegediende hoeveelheid compost als functie van de tijd bij verschillende waarden van de schijnbare beginleeftijd.

De humificatiefractie wordt bepaald door het restant dat na 1 jaar nog aanwezig is ten opzichte van de toegediende hoeveelheid. Bij een schijnbare beginleeftijd van 2 jaar bedraagt de humificatiefractie 0,51 en bij een schijnbare beginleeftijd van 4 jaar is de humificatiefractie 0,77. Figuur B15 toont de resultaten van de berekeningen met compost voor verschillende waarden van de schijnbare beginleeftijd.



Figuur B15. Gesimuleerd verloop van het organisch stofgehalte van de bodem (%) voor 6 waarden van de schijnbare beginleeftijd als karakterisering voor de afbreekbaarheid van organische stof, bij een jaarlijkse aanvoer van compost van 23 ton/ha.

De geringste stijging van het organische stofgehalte wordt berekend voor de compost met de grootste afbreekbaarheid. Na een periode van 15 – 20 jaar treedt geen stijging meer op en is het nieuwe gehalte aan organische stof in evenwicht met de aanvoer minus de afbraak. Bij de a-waarde van 2 jaar is met deze giften en deze vorm van landgebruik het organische stof gehalte met maximaal 0,4% te verhogen. Bij de a-waarde van 3 jaar is het percentage met maximaal 0,7% te verhogen. Het nieuwe evenwicht bij deze waarde wordt bereikt na ca 25 jaar. Bij de overige waarden blijft binnen de periode van 30 jaar het organische stofgehalte nog stijgen en is op grond van de berekeningen geen percentage te geven voor het nieuwe evenwicht.

Bij een hogere waarde van de schijnbare beginleeftijd is de afbreekbaarheid kleiner en is ook de mineralisatie geringer. Als gevolg hiervan spoelt ook minder nitraat uit. Bij a-waarden van 6 en 8 jaar werd een nitraatuitspoeling berekend die resp. 14% en 33% kleiner is dan de uitspoeling berekend bij een a-waarde van 5 jaar.

3.4 Conclusies

- De constante aanvoer van verschillende soorten organische stof met dierlijke mest en compost, zoals daarvoor ruimte is binnen de gebruiksnormen, leidt tot op lange termijn tot verschillende effecten op de nitraatuitspoeling. Dit wordt beïnvloed door de afbreekbaarheid van de organische stof, de gehalten aan stikstof en fosfaat en de vastgestelde forfaitaire werkingscoëfficiënten.
- Op de lange termijn leidt een jaarlijkse aanvoer van compost van 23 ton/ha tot een grotere beschikbaarheid van stikstof in de bouwvoor, wat ten goede kan komen van gewasproductie. De keerzijde is echter wel dat de extra beschikbare stikstof slechts gedeeltelijk benut wordt voor gewasopname en dat ook extra verliezen naar het grondwater kunnen optreden. De wettelijke werkingscoëfficiënten zijn gebaseerd op de eerstejaars stikstofwerking. De meerjarige werking van de stikstof in organische meststoffen zoals GFT-compost is hoger en als hiermee bij de bemesting geen rekening wordt gehouden, kan dit leiden tot een toename van nitraatuitspoeling.
- De extra stikstofverliezen naar het grondwater bij gebruik van GFT-compost ten opzichte van de verliezen die optreden bij gebruik van kunstmest en varkensmest worden slechts gedeeltelijk gedenitrificeerd, alhoewel er wel een toename berekend is van de denitrificatiecapaciteit van de bodem door de gebruik van compost.