

////////////////////////////////////

MILIEU- EN LANDBOUWKUNDIGE
NITRAATSTIKSTOFRESIDU-
DREMPELWAARDEN

16.12.2022

////////////////////////////////////

Karoline D'Haene & Georges Hofman

Onderzoeks- en Voorlichtingsplatform
Duurzame Bemesting

////////////////////////////////////

INHOUD

| | |
|--|-----------|
| Lijst met afkortingen en symbolen | 3 |
| Lijst met figuren | 4 |
| Lijst met tabellen | 7 |
| 1 Achtergrond..... | 8 |
| 2 Inleiding | 9 |
| 3 Milieukundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden | 13 |
| 3.1 Inleiding | 13 |
| 3.2 Attenuatie | 15 |
| ✓ Inleiding..... | 15 |
| ✓ Definitie van attenuatiefactoren | 16 |
| ✓ Vlaamse studies waarin attenuatiefactoren oppervlaktewater berekend werden | 16 |
| ▪ Berekening van de nitraatconcentratie in het bodemwater | 18 |
| ○ Modelberekening van de gemiddelde nitraatconcentraties in het bodemwater | 19 |
| ○ Van perceelsniveau naar het volledige simulatiegebied | 19 |
| ▪ Berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater voor een simulatiegebied | 20 |
| ▪ Berekende gebiedsafhankelijke attenuatiefactoren oppervlaktewater | 21 |
| ✓ Vlaamse studies waarin attenuatiefactoren grondwater berekend werden | 27 |
| ✓ Vlaamse studie waarin attenuatiefactoren oppervlakte- + grondwater berekend werden | 27 |
| ✓ Attenuatie in enkele andere regio's en landen | 28 |
| 3.3 Milieukundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden in de sperperiode voor verschillende situaties | 30 |
| ✓ Inleiding..... | 30 |
| ✓ Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in de sperperiode voor verschillende situaties | 30 |
| ▪ Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in functie van een maximale gemiddelde nitraat-concentratie in het oppervlakte- en/of grondwater van 50 mg nitraat per liter | 30 |
| ▪ Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in functie van een maximale gemiddelde winter-nitraatconcentratie in het oppervlaktewater van 21 mg nitraat per liter | 39 |
| 3.4 Conclusie voor milieukundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden..... | 43 |
| 4 Landbouwkundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden..... | 45 |
| 4.1 Inleiding | 45 |
| 4.2 Latente minerale stikstof | 45 |
| 4.3 Nitraatstikstofresiduwaarden in functie van de stikstofbestedings- of teeltbeschikbare stikstofhoeveelheid .. | 46 |
| 4.4 Gemeten nitraatstikstofresiduwaarden in het najaar | 52 |
| 4.5 Conclusie voor landbouwkundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden..... | 59 |
| 5 Toetsing van milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden | 60 |
| 6 Landbouwpraktijken om de nitraatstikstofresidu's te reduceren | 65 |
| 6.1 Inleiding | 65 |
| 6.2 Generieke duurzame landbouwpraktijken | 65 |
| ✓ Inleiding..... | 65 |
| ✓ Huidige duurzame landbouwpraktijken | 67 |
| ▪ Bodemkwaliteit | 67 |
| ▪ Toepassing 4 j's..... | 68 |
| ▪ Irrigatie en fertigatie..... | 73 |
| ▪ Teeltrotatie en mengteelten..... | 73 |
| ▪ Variëteiten..... | 77 |

| | | |
|-----|---|----|
| ▪ | Beheer van stikstofrijke oogstresten | 79 |
| ▪ | Pot- en containerteelten of grondloze floatingsytemen | 79 |
| ✓ | Toekomstige duurzame landbouwpraktijken | 81 |
| ▪ | Teeltrotatie | 81 |
| ▪ | Precisielandbouw | 81 |
| ▪ | Gewasmetingen als basis voor een advies | 83 |
| ▪ | Teeltcombinaties | 83 |
| ▪ | Bijkomende acties | 84 |
| ▪ | Ondersteunende maatregelen | 87 |
| 6.3 | Duurzame landbouwpraktijken bij verschillende teelten | 88 |
| ✓ | Grasland | 88 |
| ✓ | Voederteelten | 88 |
| ▪ | Kuilmaïs | 88 |
| ▪ | Voederbieten | 89 |
| ✓ | Akkerbouwteelten | 89 |
| ▪ | Graangewassen | 89 |
| ▪ | Aardappelen | 89 |
| ▪ | Suikerbieten | 90 |
| ✓ | Groenten | 90 |
| ✓ | Sierteelt en boomteelt | 91 |
| 6.4 | Conclusies betreffende landbouwpraktijken om het nitraatstikstofresidu te reduceren | 92 |
| 7 | Samenvatting | 95 |
| | Referenties | 99 |



LIJST MET AFKORTINGEN EN SYMBOLEN

| | | | |
|---------|---|------------------------------|---|
| AF | attenuatiefactor | Mg | megagram of ton |
| AFgr | attenuatiefactor grondwater | mm | millimeter |
| AFopp | attenuatiefactor oppervlaktewater | N | stikstof |
| APL | Azote Potentiellement Lessivable | n.a.v. | naar aanleiding van |
| BO | beheerovereenkomst | NH ₄ ⁺ | ammonium |
| BOC | bodemorganische koolstof | N _{min} | latent minerale N |
| BOS | bodemorganische stof | N ₂ O | lachgas |
| bv. | bijvoorbeeld | NO ₃ ⁻ | nitraat |
| C | koolstof | o.a. | onder andere |
| cm | centimeter | o.b.v. | op basis van |
| conc. | concentratie | OM | organisch materiaal |
| gemidd. | gemiddeld | opp | oppervlaktewater |
| GPS | Global Positioning System | PET | potentiële evapotranspiratie |
| GT | gebiedstype | SchALVO | Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung |
| GTopp | gebiedstype oppervlaktewater | SPI | Standaard Precipitatie Index |
| ha | hectare | t.o.v. | ten opzichte van |
| i.p.v. | in plaats van | VLM | Vlaamse landmaatschappij |
| KBIVB | Koninklijk Belgisch Instituut tot Verbetering van de Biet | VM | versmassa |
| kg | kilogram | VMM | Vlaamse Milieumaatschappij |
| MAP | MestActiePlan | °C | graden Celsius |
| m.a.w. | met andere woorden | | |
| max. | maximaal | | |

LIJST MET FIGUREN

| | | |
|------------|--|----|
| Figuur 1: | Verband tussen de jaarlijks gemiddelde nitraatstikstofresiduwaarden ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) gemeten in de sperperiode voor de periode 2011 - 2020 en de jaarlijks gemeten gemiddelde nitraatconcentratie (mg NO_3^- per liter) tijdens de winterperiode (oktober - maart) voor alle MAP-meetpunten oppervlaktewater (links) en het aantal rode MAP-meetpunten oppervlaktewater (%) op jaarbasis (rechts) voor diezelfde periode. Elk punt staat voor een specifiek jaar (Bronnen: VLM & VMM) | 9 |
| Figuur 2: | Methodiek van ‘Azote Potentiellement Lessivable’ (APL) of ‘Potentieel Uitloogbare Stikstof’ interventiedrempels (Protecteau, 2022)..... | 10 |
| Figuur 3: | ‘Azote Potentiellement Lessivable’ (APL) of ‘Potentieel Uitloogbare Stikstof’ waarden ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) bij de referentiepercelen met maïs, aardappelen, granen met en zonder volgteelt, chicorei, groenten en bieten (0 - 90 cm) en grasland (0 - 30 cm) in Wallonië (2008 - 2020) en per teelt de Vlaamse drempelwaarden (Gebaseerd op Protecteau, 2022 & VLM) | 11 |
| Figuur 4: | Relatie tussen de gemiddelde winterjaarnitraatconcentratie (mg NO_3^- per liter) en het 90 ^{ste} percentiel per afstroomzone (mg NO_3^- per liter) voor oppervlaktewater in het MAP-meetnet oppervlaktewater op basis van de meetresultaten van drie winterjaren (2014 - 2015, 2015 - 2016 en 2016 - 2017) (Bron: Anonymus, 2019a)..... | 14 |
| Figuur 5: | Schematische voorstelling van grondwaterstroming en het verband van de attenuatiefactoren met grond- en oppervlaktewater (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 16 |
| Figuur 6: | Afstroomzone (lichtgrijs) en afstroomgebied (donkergrijs) en locatie van MAP-meetpunten (geel vierkant) (Gebaseerd op VMM en Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 20 |
| Figuur 7: | Histogram van de attenuatiefactor oppervlaktewater (x-as in logaritmische schaal) (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011)..... | 22 |
| Figuur 8: | Rasterkaart (raster van 500 m × 500 m) met de voorspelde attenuatiefactor oppervlaktewater (AFopp) voor Vlaanderen met aanduiding van de 50 afstroomgebieden oppervlaktewater met hun geobserveerde AFopp-waarde () (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011)..... | 23 |
| Figuur 9: | Boxplots van de berekende attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) voor de 11 Vlaamse bekken en Vlaanderen (x= gemiddelde; –= mediaan; er worden 6 zeer hoge outliers niet in de figuur weergegeven omwille van de leesbaarheid van de figuur) (Bron: D’Haene <i>et al.</i> , 2022)..... | 24 |
| Figuur 10: | Gemeten versus berekende gemiddelde nitraatconcentratie (mg NO_3^- per liter) in het oppervlaktewater tijdens de winter 2017 - 2020 op basis van attenuatiefactoren oppervlaktewater (a: simulaties op basis van gemiddelde bodemvochtgehalte bij de oogst en b: simulaties op basis van drogere dan gemiddelde bodemvochtgehalte (Bronnen: VMM & D’Haene <i>et al.</i> , 2022)..... | 25 |
| Figuur 11: | Ruimtelijke voorstelling van de gecombineerde attenuatiefactor oppervlaktewater-grondwater (AFopp+gr) (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011)..... | 28 |
| Figuur 12: | Ruimtelijke verdeling van de berekende nitraatreductie (%= de N-hoeveelheid die verloren ging uit de wortelzone en niet in het grondwater werd gemeten) in het grondwater van de Baltische Staten (Bron: Højberg <i>et al.</i> , 2017) | 29 |
| Figuur 13: | Ruimtelijke verdeling van de berekende nitraatreductie (%= de N-hoeveelheid die verloren ging uit de wortelzone en niet in het oppervlaktewater werd gemeten, met 0= 0 % en 1= 100 %) in het oppervlaktewater van 15 subbekken in Nieuw-Zeeland (Bron: Elwan <i>et al.</i> , 2015) | 29 |
| Figuur 14: | Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor “gras” berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO_3^- per liter overschrijdt. De landbouwstreken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 35 |
| Figuur 15: | Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor “maïs” berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO_3^- per liter overschrijdt. De landbouwstreken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 35 |
| Figuur 16: | Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor “groenten zonder afvoer van oogstresten” berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO_3^- per liter overschrijden. De landbouwstreken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011)..... | 36 |

| | | |
|------------|---|----|
| Figuur 17: | Maximale nitraatstikstofresidu's (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) om te voldoen aan 21 mg nitraat per liter voor zand- en niet-zandbodems voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTop) 2021 - 2022 in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de winter voor gras (Simulaties met EU-Rotate_N-model op basis van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Gebaseerd op De Waele <i>et al.</i> , 2017; D'Haene <i>et al.</i> , 2022) | 41 |
| Figuur 18: | Maximale nitraatstikstofresidu's (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) om te voldoen aan 21 mg nitraat per liter voor zand- en niet-zandbodems voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTop) 2021 - 2022 in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de winter voor kuilmaïs (Simulaties met EU-Rotate_N-model op basis van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Gebaseerd op De Waele <i>et al.</i> , 2017; D'Haene <i>et al.</i> , 2022) | 42 |
| Figuur 19: | Links: Opbrengst (Mg ha ⁻¹) en stikstofopname (kg N ha ⁻¹) door geïrrigeerde korrelmaïs en minerale stikstof in de bodem (kg N ha ⁻¹) na de oogst in functie van de N-bemestingsdosis (kg N ha ⁻¹) (Californië - 1975) Rechts: Minerale N in de bodem (0 - 60 cm) (kg N ha ⁻¹) bij de oogst van bloemkool in functie van de N-bemestings-dosis (kg N ha ⁻¹) (Nederland) (Bronnen: Broadbent & Carlton, 1978; Neeteson & Whitmore, 1997). | 46 |
| Figuur 20: | Dosis-responscurves van opbrengst (drogestofopbrengst voor grasland en kuilmaïs en versopbrengst voor wintertarwe, suikerbieten en aardappelen) en (segmenteerde) lineaire regressie (en exponentiële regressie voor kuilmaïs) van de minerale stikstofhoeveelheid tot bewortelingsdiepte in functie van de hoeveelheid toegediende werkzame stikstof (N) (Bron: D'Haene <i>et al.</i> , 2014) | 47 |
| Figuur 21: | Totale en vermarktbaar opbrengst dosis-responscurves (Mg versmassa (VM) opbrengst ha ⁻¹) in functie van de teeltbeschikbare stikstof- (N) hoeveelheid (kg N ha ⁻¹). De verticale volle en streepjeslijn duiden respectievelijk op 95 % van de maximale totale en vermarktbaar opbrengst gebaseerd op modelberekening (Bronnen: D'Haene <i>et al.</i> , 2018b & 2019) | 50 |
| Figuur 22: | Totale stikstof- (N) opname dosis-responscurves (kg N ha ⁻¹) (volle lijn) en (gesegmenteerde) lineaire regressie van het nitraatstikstofhoeveelheid tot bewortelingsdiepte bij de oogst (kg N ha ⁻¹) (stippellijn) in functie van de teeltbeschikbare N-hoeveelheid (kg N ha ⁻¹). De verticale volle en streepjeslijn duiden respectievelijk op 95 % van de maximale totale en vermarktbaar opbrengst gebaseerd op modelberekening (Bronnen: D'Haene <i>et al.</i> , 2018b & 2019)..... | 51 |
| Figuur 23: | Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) van grasland, maïs, wintertarwe, suikerbieten, aardappelen, prei en bloemkool (2007 - 2020) (Bron: VLM) | 53 |
| Figuur 24: | Het gemiddelde nitraatstikstofresidu, het gewogen gemiddelde nitraatstikstofresidu, de mediaan en de 10 ^{de} en 90 ^{ste} percentielwaarde (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) (2007 - 2020) (Bron: VLM, 2021) | 54 |
| Figuur 25: | Neerslaghoeveelheid tijdens de lente (april - juni), zomer (juli - september) en lente + zomer (april - september) (mm) en gemiddelde temperatuur (april - september) (C°) van de periode 2007 - 2021 (Bron: KMI)..... | 55 |
| Figuur 26: | Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de lente (april - juni), zomer (juli - september) en lente + zomer (april - september) (mm) (2007 - 2021) (Bronnen: KMI & VLM) | 55 |
| Figuur 27: | Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) bij de staalnamecampagne van de Mestbank en in het kader van de beheersovereenkomsten (BO) water en waterkwaliteit van de periode 2007 - 2020 (Bron: VLM, 2021) | 56 |
| Figuur 28: | Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) (0- 90 cm) in het kader van de beheersovereenkomsten (BO) voor grasland, maïs, wintertarwe, suikerbieten en aardappelen (2007 - 2016) (Bronnen: VLM, 2016 & 2017) | 57 |
| Figuur 29: | Percentage (%) van het aantal metingen onder/boven de nitraatstikstofresidunorm van 90 kg NO ₃ -N ha ⁻¹ in functie van het koolstofgehalte van de bodem (links: gebaseerd op ongeveer 18000 percelen bemonsterd voor 2002; rechts: staalnames in 2014) (Bron: N-(eco) ² , 2002b; Nawara <i>et al.</i> , 2021)..... | 58 |
| Figuur 30: | Het percentage akkerbouwpercelen dat hoger was dan de teeltafhankelijke nitraatstikstofresidudrempel in functie van het bodemkoolstof (BOC) -percentage (1: ≤0.998 %; 2: >0.998 % & ≤1.150 %; 3: >1.150 % & ≤1.400 % en 4: >1.400 %) en textuur (A: leem; E: klei; G: stenige leem en L: zandleem) op basis van metingen van de minerale stikstof (0-90 cm) van 1262 akkerbouwpercelen in Wallonië in 2012 (Bron: Vandenberghe & Colinet, 2017). | 58 |
| Figuur 31: | (Gebrek aan) synchronisatie van de stikstofmineralisatie en de stikstofvraag (Bron: De Neve, 2017). | 66 |
| Figuur 32: | Gemiddeld nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) in het profiel 0-90 cm (±standaardfout) in het najaar (1 oktober -15 november) in het profiel 0-90 cm in een proefperceel in Huldenberg. Significante verschillen tussen vers gras- en gras/klaverpercelen worden aangeduid met * (p<0,05), ** (p<0,01) en *** (p<0,001) (Bron: De Vlieghe <i>et al.</i> , 2018) | 75 |
| Figuur 33: | Gemiddeld nitraatstikstofresidu (kg NO ₃ -N ha ⁻¹) in het profiel 0-90 cm (±standaardfout) in het najaar (1 oktober -15 november) in het profiel 0-90 cm in een proefperceel in Nieuwenhove (boven) en Moortsele (beneden). Significante verschillen tussen gras- en gras/klaverpercelen worden aangeduid met * (p<0,05), ** (p<0,01) en *** (p<0,001) (Bron: De Vlieghe <i>et al.</i> , 2018) | 76 |

Figuur 34: Overzicht van het nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in het profiel 0-90 cm voor verschillende (mengsels van) vlinderbloemigen met of zonder voedererwten in het jaar van zaaien (Bron: De Vliegheer & Vanden Nest, 2019) 76

Figuur 35: Nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) bij de oogst van de bloemkoolvariëteit Giewont geoogst voor de industrie (geplant op 09/07/2020, bemesting afhankelijk van de behandeling 72 tot 250 $\text{kg werkzame N ha}^{-1}$ en een gemiddelde opbrengst van 31 ton ha^{-1}) (Bron: Lauwers, 2021)..... 78

Figuur 36: Overzicht van de gebiedstypes oppervlaktewater 2021 - 2022 (Bron: VMM) 85

Figuur 37: Het percentage gedraineerde percelen ten opzichte van de totaal betaalde oppervlakte in 2001 (Bronnen: NIS, 2001; Van Hecke *et al.*, 2003)..... 85



LIJST MET TABELLEN

| | | |
|-----------|--|----|
| Tabel 1: | Vlaamse berekeningsmethodieken van attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) (Gebaseerd op Moreels <i>et al.</i> , 2001; El-Sadek, 2002; N-(eco) ² , 2002b; Tits <i>et al.</i> , 2010; Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011; De Waele <i>et al.</i> , 2017; D’Haene <i>et al.</i> , 2022) | 17 |
| Tabel 2: | Gemiddelde weersomstandigheden in Vlaanderen (1981-2010) (Bron: KMI)..... | 23 |
| Tabel 3: | Aantal, spreidingsbreedte en mediaan van de attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) berekend in Vlaamse studies (Gebaseerd op N-(eco) ² , 2002b; Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011; D’Haene <i>et al.</i> , 2022) | 26 |
| Tabel 4: | Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO ₃ ⁻ -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO ₃ ⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bron: N-(eco) ² , 2002b)..... | 31 |
| Tabel 5: | Gewogen gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO ₃ ⁻ -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO ₃ ⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bronnen: N-(eco) ² , 2002b; Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011)..... | 32 |
| Tabel 6: | Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO ₃ ⁻ -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO ₃ ⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 33 |
| Tabel 7: | Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) in de sperperiode voor zes teeltgroepen zodat de gemiddelde jaar-NO ₃ ⁻ -concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO ₃ ⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) en in functie van de textuur (Bron: Van Overtveld <i>et al.</i> , 2011) | 34 |
| Tabel 8: | Stikstof- (N) balans inputs en outputs gesimuleerd met het EU-Rotate_N model voor een vaste teeltafhankelijke minerale N-hoeveelheid bij de laatste snede voor gemaaid grasland en bij de oogst van kuilmaïs, wintertarwe, suikerbieten en aardappelen (gemiddelde ± standaardafwijking voor de weercondities van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Bron: De Waele <i>et al.</i> , 2017) | 37 |
| Tabel 9: | Maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) bij de oogst voor vijf teelten zodat de gemiddelde winter-NO ₃ ⁻ -concentratie in maximaal 20% van de jaren de grens van 50 mg NO ₃ ⁻ per liter overschrijdt voor attenuatiefactor oppervlaktewater (AFopp) 2.1 (Bron: De Waele <i>et al.</i> , 2017) | 38 |
| Tabel 10: | Maximale nitraatstikstofresidu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde winter-NO ₃ ⁻ -concentraties de grens van 21 mg NO ₃ ⁻ per liter bij gemiddelde weersomstandigheden niet overschrijden voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 – 2022) (Gebaseerd op De Waele <i>et al.</i> , 2017; D’Haene <i>et al.</i> , 2022) | 40 |
| Tabel 11: | Latent nitraatstikstof- (NO ₃ ⁻ -N) residu (voor het breekpunt) (bewortelingsdiepte en 0 - 90 cm) bij de oogst en NO ₃ ⁻ -N-residu’s (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) gemeten in de sperperiode bij de algemene staalnamecampagne (gemiddelde ± standaarddeviatie (gemidd. ± stdev.) en spreiding) en de beheersovereenkomsten (BO) (gemidd. ± stdev. en spreiding) (2007 - 2016) (Gebaseerd op D’Haene <i>et al.</i> , 2014; 2018b & 2019; VLM, 2016 & 2017)..... | 48 |
| Tabel 12: | Milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofdrempelwaarden (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) voor zandbodems in functie van de teelt en voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 - 2022) en Vlaanderen | 63 |
| Tabel 13: | Milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofdrempelwaarden (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) voor niet-zandbodems in functie van de teelt en voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 - 2022) en Vlaanderen | 64 |
| Tabel 14: | Stikstofinhoud in oogstresten (kg N ha ⁻¹) | 80 |

1 ACHTERGROND

In het kader van het flankerend beleid van MestActiePlan IV (MAP IV) werd het Onderzoeks- en Voorlichtingsplatform Duurzame bemesting opgericht. Praktijkcentra, universiteiten, hogescholen, onderzoeksinstituten en overheden zijn lid van het platform. Voor het realiseren van efficiënte onderzoeks-, demonstratie- en sensibiliseringsacties is een gestructureerd overleg en interactie tussen de leden van het platform een absolute meerwaarde. Hierdoor is het mogelijk:

- kennis en expertise (zowel fundamenteel als toegepast) uit Vlaanderen samen te brengen,
- overlapping tussen onderzoeksprojecten te voorkomen, en
- een optimale aansluiting van onderzoek en kennisverspreiding te bevorderen.

De specifieke taken van het platform zijn:

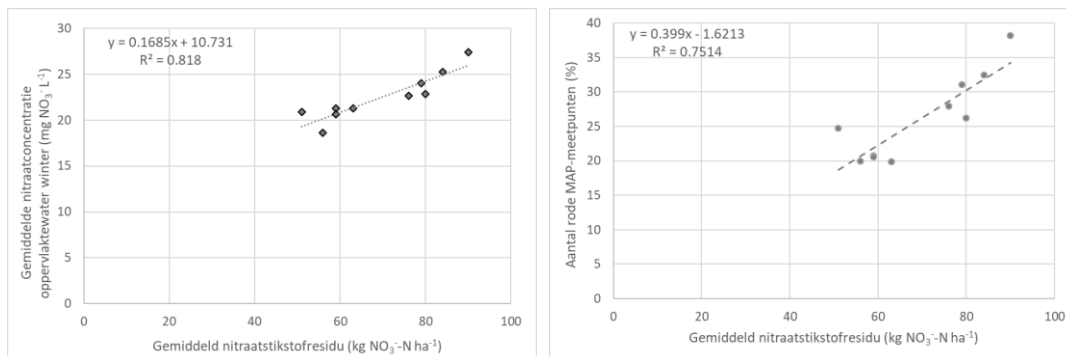
- het inventariseren van prioritaire onderzoeksnoden,
- voorstellen doen voor onderzoeks- en sensibiliseringsthema's,
- het uitwerken van een onderzoeksstrategie m.b.t. duurzame bemesting met vertaling naar de praktijk,
- advies verlenen omtrent concrete vragen bij de nutriëntenproblematiek, en
- het adviseren, indien nodig met voorbereidende teksten, van de overheid omtrent nutriëntenmanagement en dit zowel vanuit een milieukundige als een landbouwkundige invalshoek.

In dit rapport worden de onderzoeksresultaten over nitraatstikstofresidu's aanwezig in de bodem in het najaar bij de belangrijkste teelten gebundeld. De bedoeling van het rapport is om nitraatstikstofresidudrempelwaarden onder de huidige landbouwpraktijken vanuit zowel een milieu- als een landbouwkundig oogpunt te analyseren. Indien er een kloof is tussen de milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofresidudrempelwaarden, wordt er nagegaan of er voor deze teeltsituaties potentiële duurzame landbouwpraktijken bestaan die deze kloof zouden kunnen reduceren.

Op de platformvergadering van 3 februari 2022 werden de onderzoeksvragen toegelicht en werd aan de leden gevraagd om relevante publicaties aan te leveren. Op 9 juni 2022 werd er over de nitraatstikstofresidudrempelwaarden van gedachten gewisseld en mogelijke duurzame landbouwpraktijken opgesteld. Op 13 oktober 2022 werden de potentiële duurzame landbouwpraktijken bediscussieerd.

2 INLEIDING

Nitraatuitloging doet zich voor wanneer er bij een neerwaartse waterbeweging (drainage) nitraatstikstof (NO_3^- -N) uit het bodemprofiel wordt uitgespoeld. Omdat NO_3^- -uitloging uit Europese landbouwpercelen hoofdzakelijk tot de herfst en winter beperkt is, worden NO_3^- -N-residumetingen¹ voor de winter als een indicator van de potentiële N-druk vanuit de landbouw naar het grond- en oppervlaktewater gebruikt (Schröder *et al.*, 2004; Langeveld *et al.*, 2007; De Jong *et al.*, 2009; Haberle *et al.*, 2009; Buczko & Kuchenbuch, 2010). De gemiddelde NO_3^- -N-residu's in Vlaanderen (2011 - 2020), gemeten in de sperperiode (tussen 1 oktober en 15 november), illustreren de link tussen die gemiddelde NO_3^- -N-residu's en de gemiddelde NO_3^- -concentratie in de MestActiePlan- (MAP) meetpunten oppervlaktewater² tijdens de winterperiode (Figuur 1 links) en het aantal rode MAP-meetpunten oppervlaktewater (winterjaar juli – juni) (Figuur 1 rechts).



Figuur 1: Verband tussen de jaarlijks gemiddelde nitraatstikstofresiduwaarden (kg NO_3^- -N ha⁻¹) gemeten in de sperperiode voor de periode 2011 - 2020 en de jaarlijks gemeten gemiddelde nitraatconcentratie (mg NO_3^- per liter) tijdens de winterperiode (oktober - maart) voor alle MAP-meetpunten oppervlaktewater (links) en het aantal rode MAP-meetpunten oppervlaktewater (%) op jaarbasis (rechts) voor diezelfde periode. Elk punt staat voor een specifiek jaar (Bronnen: VLM & VMM)

Een statistische analyse van de correlatie van de NO_3^- -N-metingen met perceels- en bedrijfsgegevens die door de landbouwers via hun mestbankaangifte ingediend worden (vb. teelt, locatie, bemesting, ...), stikstof- (N) depositie en weersgegevens (2011 - 2016) gaf aan dat de hoofdteelt een zeer sterke invloed heeft op de grootte van het gemeten NO_3^- -N-residu in het najaar. Ook de neerslag tijdens de maanden april - juni (nl. de Standaard Precipitatie Index (SPI) = een maat voor de droogte over de voorafgaande maanden) kwam uit de analyse naar voor als een invloedrijke predictor voor de gemeten NO_3^- -N-residu's. Een hoge SPI, of droge omstandigheden, kan resulteren in een beperkte gewasgroei en dus ook een beperkte opname van nutriënten door het gewas en dus hoge NO_3^- -N-

¹ Omdat de aanwezige hoeveelheid ammonium-N (NH_4^+ -N) in de bodem in het najaar laag is (Demyttenaere *et al.*, 1990) en vergelijkbaar met de NH_4^+ -N-hoeveelheid in het voorjaar, wordt enkel met het nitraatstikstofresidu rekening gehouden.

² Het MAP-meetnet oppervlaktewater is het meetnet waarmee de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) de invloed van de landbouw op de waterkwaliteit meet. Het MAP-meetnet oppervlaktewater omvat 758 MAP-meetpunten.

³ Een rood MAP-meetpunt is MAP-meetpunt met minstens 1 overschrijding van 50 mg nitraat per liter op jaarbasis.

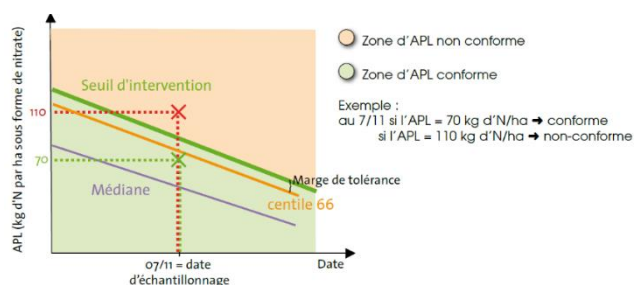
residu's in het najaar. Een derde belangrijke predictor was de vermestende depositie die aan de lokale intensiteit van de veeteelt gerelateerd kan worden (Anonymus, 2018).

Naast Vlaanderen zijn er in Baden-Württemberg (Duitsland) en Wallonië ook wettelijke NO_3^- -N-residu-drempelwaarden voor het bodemprofiel in het najaar om de bemesting door de landbouwers te evalueren en het risico van NO_3^- -uitloging tijdens de winter te verminderen (Hofman *et al.*, 2013; Noij & ten Berge, 2019).

In Baden-Württemberg worden de NO_3^- -N-residu's (gemeten tussen 15 oktober en 15 november) geëvalueerd aan de hand van de SchALVO ("Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung") drempelwaarden als indicatie voor het risico op NO_3^- -uitspoeling in grondwaterbeschermingsgebieden. Op lichte uitspoelingsgevoelige landbouwpercelen wordt het NO_3^- -N-residu gemeten in de 0 - 90 cm bodemlaag vergeleken met de drempelwaarde van 45 kg NO_3^- -N ha⁻¹. Op zware bodemtexturen wordt zowel in de bodemlaag 0 - 30 cm als 30 - 90 cm 45 kg NO_3^- -N ha⁻¹ toegestaan (in de 0 - 90 cm mag dus 90 kg NO_3^- -N ha⁻¹ aanwezig zijn). De SchALVO drempelwaarden maken deel uit van een vergoedingssysteem ter compensatie van de beperkingen in de bedrijfsvoering in waterwingebieden. Indien het gemeten NO_3^- -N-residu onder de drempelwaarde ligt, ontvangt de landbouwer een vergoeding. Om recht te doen aan de onzekerheid op de meting worden sancties bij een overschrijding van 70 kg NO_3^- -N ha⁻¹ gegeven (Anonymus, 2001; Noij & ten Berge, 2019).

Terwijl in Baden-Württemberg het risico op NO_3^- -uitspoeling enkel gediversifieerd is op basis van textuur en geen rekening houdt met de teelt, worden in Wallonië voor 8 teelt(groep)en drempelwaarden vastgelegd. Dit gebeurt jaarlijks door op 250 referentiepercelen zowel tijdens de laatste 10 dagen van oktober als de eerste 10 dagen van december de 'Azote Potentiellement Lessivable' (APL) of 'Potentieel Uitloogbare Stikstof' waarden voor grasland (0 - 30 cm) en de 7 belangrijkste teelt(groep)en (0 - 90 cm) te bepalen. De resultaten van de percelen van Waalse landbouwers (gemeten tussen 15 oktober en 30 november) worden in functie van de teelt en staalnamedatum met de APL interventiedrempel vergeleken. De APL interventiedrempel is het 66 percentiel van de waarden van de referentiepercelen plus een veiligheidsmarge in functie van de grootte van de mediaan ($\pm 20\%$ van de mediaan) of plus ten minste een minimumwaarde van 15 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor akkerbouw- en groenteteelten en 23.8 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor grasland (Figuur 2) (Vandenbergh *et al.*, 2013; Protecteau, 2022).

Tussen 2008 en 2020 hadden bietenpercelen de laagste APL interventiedrempelwaarden, terwijl in de aardappel- en groentepercelen de hoogste waarden gemeten werden (Figuur 3) (Vandenbergh *et al.*, 2013; Protecteau, 2022). De APL waarden worden in Figuur 3 met de huidige Vlaamse drempelwaarden vergeleken.



Figuur 2: Methodiek van 'Azote Potentiellement Lessivable' (APL) of 'Potentieel Uitloogbare Stikstof' interventiedrempels (Protecteau, 2022)



Vlaamse drempelwaarden (0 - 90 cm):
 —: niet-zandbodem gebiedstype 0 en 1
 ---: niet-zandbodem gebiedstype 2 en 3
 - - -: zandbodem gebiedstype 0 en 1
 — — —: zandbodem gebiedstype 2 en 3

Figuur 3: 'Azote Potentieel Lessivable' (APL) of 'Potentieel Uitlogbare Stikstof' waarden (kg NO₃-N ha⁻¹) bij de referentiepercelen met maïs, aardappelen, granen met en zonder volgteelt, chicorei, groenten en bieten (0 - 90 cm) en grasland (0 - 30 cm) in Wallonië (2008 - 2020) en per teelt de Vlaamse drempelwaarden (Gebaseerd op Protecteau, 2022 & VLM)

Omwille van het feit dat NO_3^- -N-residu's zowel een indicator zijn voor het risico op NO_3^- -uitloging als van de N-bemestingshoeveelheid moeten gemeten NO_3^- -N-residuwaarden zowel geëvalueerd worden vanuit:

- milieukundig oogpunt t.o.v. de maximale NO_3^- -N-residu's waarbij de beoogde waterkwaliteit gehaald wordt (hoofdstuk 3), als
- landbouwkundig oogpunt t.o.v. de NO_3^- -N-residu's die bij huidige landbouwpraktijken⁴ gerealiseerd worden (hoofdstuk 4).

In hoofdstuk 5 worden de milieu- en landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden aan elkaar getoetst. In hoofdstuk 6 wordt aan de hand van een literatuurstudie nagegaan welke duurzame landbouwpraktijken er ter beschikking zijn of zullen komen om de kloof te verkleinen in situaties waar de NO_3^- -N-residudrempelwaarden vanuit milieukundig standpunt lager zijn dan de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden.

⁴ Huidige landbouwpraktijken= praktijken die door de meeste landbouwers toegepast worden.

Duurzame landbouwpraktijken= landbouwpraktijken waarbij een goede balans tussen economie en ecologie nagestreefd wordt door de N-bemestingshoeveelheid, bemestingstechniek, teeltrotatie en/of ander aspecten te optimaliseren.

3 MILIEUKUNDIGE NITRAATSTIKSTOFRESIDUUREMPELWAARDEN

3.1 INLEIDING

Zoals reeds vermeld, kunnen de NO_3^- -N-residu's gemeten voor de winter als een indicator voor de potentiële NO_3^- -uitspoeling vanuit landbouwpercelen gebruikt worden (o.a. Schröder *et al.*, 2004). Naast de NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar wordt de NO_3^- -uitspoeling tijdens de winter ook beïnvloed door de bodemtextuur en de processen die na de staalname plaatsvinden: mineralisatie uit bodemorganische stof (BOS) en oogstresten, N-opname bij de aanwezigheid van een nateelt (nl. een volgteelt of vanggewas), denitrificatie en eventueel immobilisatie tijdens de winter. Door vertrekkende van de NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar met modellen de NO_3^- -concentraties op -90 cm te berekenen, kan ook rekening gehouden worden met de bodemtextuur en de hiervoor vermelde processen die na de staalname plaatsvinden en kan het effect op de NO_3^- -concentraties in het grond- en oppervlaktewater beter ingeschat worden (Haberle *et al.*, 2009; Buczko & Kuchenbuch, 2010; De Waele *et al.*, 2017; Noij & ten Berge, 2019). Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de NO_3^- -N beneden 90 cm nauwelijks door het gewas opgenomen zal worden en dus kan uitspoelen. Modellering van de N-verliezen laat ook toe om bij verschillende weersomstandigheden tijdens de winter het effect van NO_3^- -N-residu's op de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater te voorspellen (De Waele *et al.*, 2017).

Eenzelfde gesimuleerde NO_3^- -concentraties in het bodemwater op -90 cm kunnen echter omwille van de uiteenlopende grootte van de attenuatie in de ondergrond een verschillend effect op de NO_3^- -concentratie van grond- en oppervlaktewater hebben. De kwetsbaarheid van het grond- en oppervlaktewater voor de N-inputs vanuit de landbouw hangt immers ook af van de natuurlijke processen afbraak en verdunning van NO_3^- die in de ondergrond tijdens het transport naar en in het grond- en oppervlaktewater plaatsvinden (Hansen *et al.*, 2009; Mellander *et al.*, 2014).

Indien de doelstelling van NO_3^- -N-residudrempelwaarden is om vanuit milieukundig standpunt aan een maximale NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater te voldoen, moeten er voor de relevante situaties maximaal toegelaten NO_3^- -N-residuwaarden bepaald worden. Relevante situaties zijn combinaties van de belangrijkste teelten en de grootte van de attenuatieprocessen.

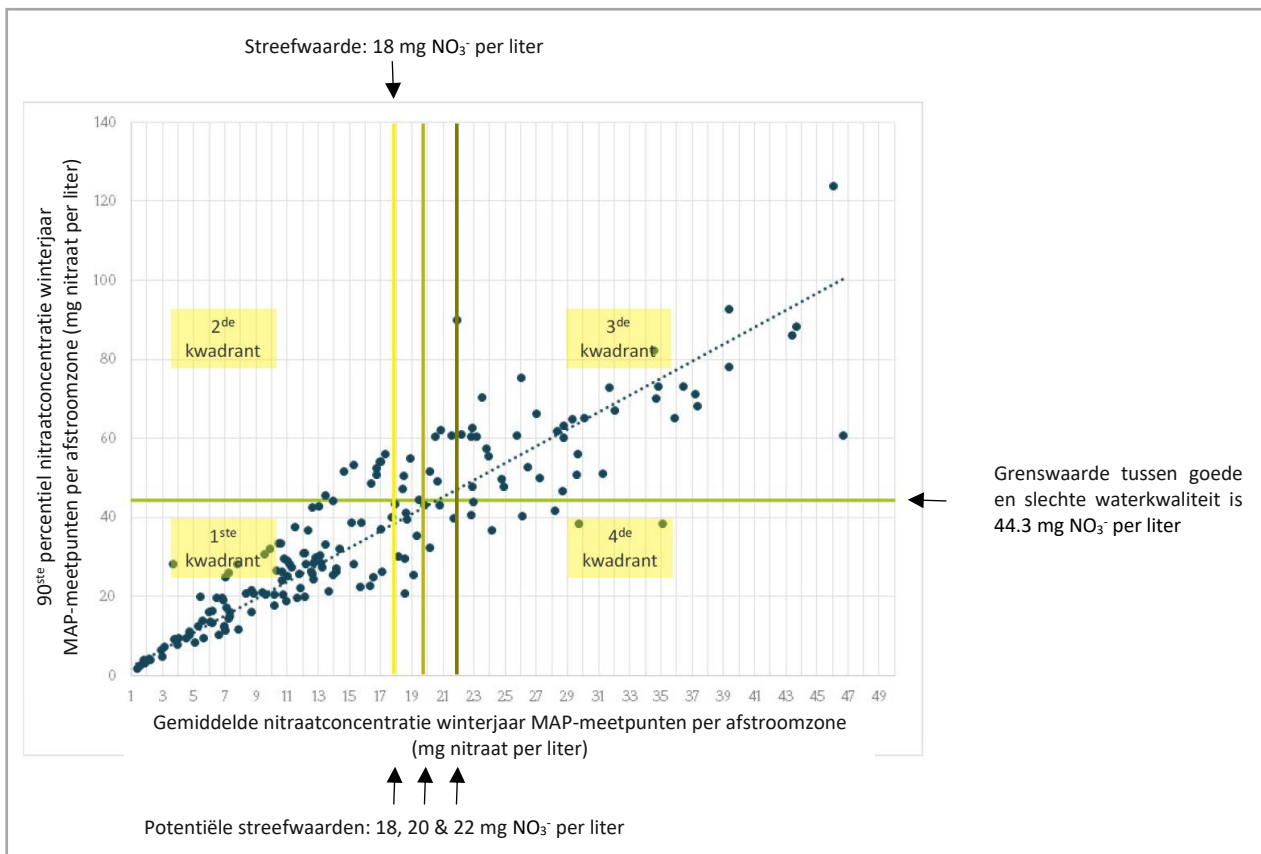
De milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden kunnen bepaald worden om aan de voorwaarde van de Nitraatrichtlijn te voldoen nl. in 95% van de metingen zowel in tijd als ruimte een NO_3^- -concentratie van maximaal 50 mg NO_3^- per liter in het grond- en oppervlaktewater. De Kaderrichtlijn water bepaalt dat de status van de waterlichamen goed moet zijn. Hiervoor worden zuurstofbindende stoffen, gevaarlijke stoffen (zoals metalen en gewasbeschermingsmiddelen) en nutriënten gemeten en geëvalueerd. Het 90^{ste} percentiel van de NO_3^- -concentratie van het oppervlaktewater wordt gebruikt als één van de parameters voor het bepalen van de toestand van de waterlichamen. De grenswaarde tussen de goede en matige status voor deze parameter is vastgelegd op 10 mg NO_3^- -N per liter, corresponderend met 44.3 mg NO_3^- per liter. Om aan deze 2 voorwaarden te voldoen, werd er in Vlaanderen voor het oppervlaktewater (alle afstroomzones) een streefwaarde van de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie vastgelegd, nl. 18 mg NO_3^- per liter, waaraan elk jaar voldaan moet zijn (Anonymus, 2019a):

Om af te leiden welke streefwaarde voor de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie in het MAP-meetnet oppervlaktewater een goede proxy is, werd per afstroomzone de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie en het 90^{ste}



percentiel van de MAP-meetpunten op basis van de meetresultaten van drie winterjaren (2014 - 2015, 2015 - 2016 en 2016 - 2017) bepaald. Het kiezen van een streefwaarde verdeelde Figuur 4 in 4 kwadranten (Anonymus, 2019a):

1. De gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie is lager dan of gelijk aan een streefwaarde en het 90^{ste} percentiel is lager dan of gelijk aan 44.3 mg NO_3^- per liter, kwadrant 1.
2. De gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie is lager dan of gelijk aan een streefwaarde terwijl het 90^{ste} percentiel hoger is dan 44.3 mg NO_3^- per liter, kwadrant 2.
3. De gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie is hoger dan een streefwaarde en het 90^{ste} percentiel is hoger dan 44.3 mg NO_3^- per liter, kwadrant 3.
4. De gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie is hoger dan een streefwaarde terwijl het 90^{ste} percentiel lager is dan 44.3 mg NO_3^- per liter, kwadrant 4.



Figuur 4: Relatie tussen de gemiddelde winterjaarnitraatconcentratie (mg NO_3^- per liter) en het 90^{ste} percentiel per afstroomzone (mg NO_3^- per liter) voor oppervlaktewater in het MAP-meetnet oppervlaktewater op basis van de meetresultaten van drie winterjaren (2014 - 2015, 2015 - 2016 en 2016 - 2017) (Bron: Anonymus, 2019a)

In het eerste en derde kwadrant leidt de beoordeling van een afstroomzone op basis van de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie tot een juiste beoordeling van het 90^{ste} percentiel (beide indicatoren niet of wel in overschrijding). Echter, het tweede kwadrant leidt tot een positieve beoordeling op basis van de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie, terwijl het 90^{ste} percentiel een overschrijding vertoont. Hierbij bestaat dus het risico dat een afstroomzone onterecht als goed wordt beschouwd terwijl de status in feite matig of slechter is. In het 4^{de} kwadrant gebeurt het omgekeerde: het risico bestaat dat een afstroomzone op basis van de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie onterecht als niet OK beschouwd wordt, terwijl de status op basis van het 90^{ste} percentiel wel goed is (Anonymus, 2019a).

Een streefwaarde kan beschouwd worden als een goede proxy wanneer het risico op een foute beoordeling van de afstroomzones (aantal punten in Figuur 4) beperkt is. Uit de analyse bleek dat bij 18, 20 en 22 mg NO_3^- per liter voor 11% à 14% van de afstroomzones (uitgedrukt in landbouwareaal) een risico bestond op een foutieve beoordeling. Dit risico was het kleinst bij 20 mg NO_3^- per liter. Om het milieurisico te beperken (vals positief), werd evenwel gekozen voor een streefwaarde van 18 mg NO_3^- per liter voor de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie per afstroomzone als proxy voor het bereiken van de waterkwaliteitsdoelstellingen (Anonymus, 2019a).

Indien men enkel concentreert op de winterperiode (1 oktober tot 31 maart) zou deze gemiddelde winter- NO_3^- -concentratiedrempelwaarde maximaal 21 mg NO_3^- per liter mogen bedragen omdat de gemiddelde NO_3^- -concentratie in de winter gemiddeld ongeveer 3 mg NO_3^- per liter hoger is dan het jaargemiddelde. Dit betekent dat bij een gemiddelde winter- NO_3^- -concentratie van 21 mg NO_3^- per liter de kans zeer klein is dat op één van de meettijdstippen een overschrijding van de 50 mg NO_3^- per liter zal optreden. Het is logisch dat men vooral op de winterperiode focust omdat zich dan de meeste overschrijdingen van de 50 mg NO_3^- per liter worden vastgesteld.

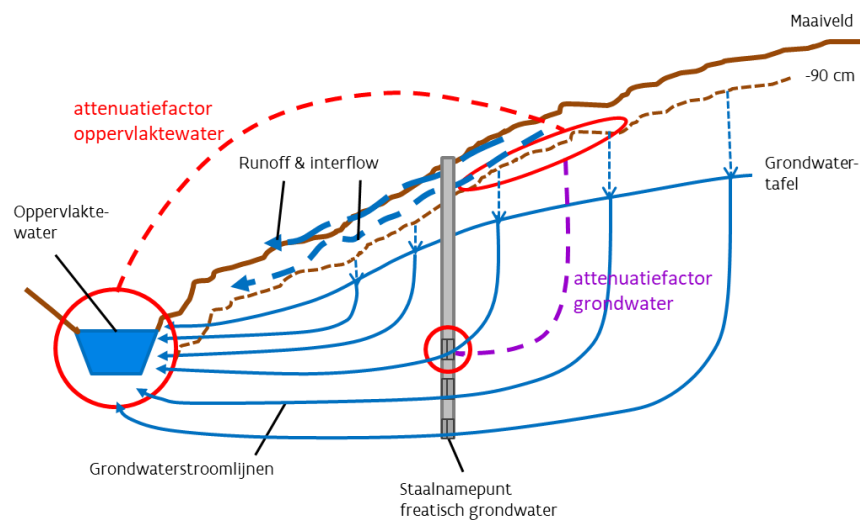
3.2 ATTENUATIE

✓ Inleiding

De berekende gemiddelde NO_3^- -concentraties in het bodemwater op -90 cm verschillen van de gemeten NO_3^- -concentraties in grond- en oppervlaktewater door de natuurlijke attenuatieprocessen die plaatsvinden. De verlaging van de berekende NO_3^- -concentraties op -90 cm tijdens het transport naar en in het grond- en oppervlaktewater gebeurt door verdunning, maar vooral door afbraak van NO_3^- via denitrificatie. Voor de afbraak van NO_3^- via denitrificatie is er nood aan een elektronendonator zoals organisch materiaal (OM) of pyriet. De grootte van de attenuatie hangt zodoende af van de fysische en chemische eigenschappen van de ondergrond en vertoont een zeer hoge ruimtelijke variabiliteit (Rivett *et al.*, 2008; Hansen *et al.*, 2009; Mellander *et al.*, 2014; Van Overtveld *et al.*, 2011; D'Haene *et al.*, 2022).

✓ **Definitie van attenuatiefactoren**

De grootte van de attenuatieprocessen kan via een attenuatiefactor (AF) ingeschat worden. Attenuatiefactoren werden gedefinieerd als de verhouding van de berekende NO_3^- -concentratie in het bodemwater op -90 cm en de NO_3^- -concentratie gemeten in het grond- of oppervlaktewater (Figuur 5) (Van Overtveld *et al.*, 2011 & 2012). Een AF 1 betekent dat er geen attenuatieprocessen plaatsvinden. Een AF 3 betekent dat de NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater slechts een derde bedraagt van de NO_3^- -concentratie op -90 cm.



Figuur 5: Schematische voorstelling van grondwaterstroming en het verband van de attenuatiefactoren met grond- en oppervlaktewater (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

✓ **Vlaamse studies waarin attenuatiefactoren oppervlaktewater berekend werden**

Op basis van bovenstaande definitie moet de gemiddelde NO_3^- -concentratie op -90 cm en in het oppervlaktewater beschikbaar zijn om een AF oppervlaktewater (AFopp) te kunnen berekenen. Globaal zijn er in Vlaanderen 4 methodieken die AFopp hebben berekend. In de N-(eco)²-studie (2002b) werden twee verschillende methodes gebruikt om AFopp voor 4 valleien (met de eerste en tweede methode respectievelijk voor 3 valleien en 1 vallei) te berekenen. Van Overtveld *et al.* (2011) en D'Haene *et al.* (2022) hebben AFopp voor gans Vlaanderen begroot (Tabel 1). De AFopp van de verschillende studies kunnen niet eenvoudig met elkaar vergeleken worden omdat de gebruikte methodieken verschillend zijn. De berekening met het DRAINMOD-N-model in drie valleien is het meest afwijkend aangezien de dagelijkse NO_3^- -concentraties in de drains op basis van een inschatting van de N-bemestingshoeveelheden berekend werden (El-Sadek, 2002 in N-(eco)², 2002b). In de andere methodieken werden op basis van NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode de gemiddelde NO_3^- -concentraties op -90 cm voor de ganse simulatieperiode (vanaf de oogst (D'Haene *et al.*, 2022), 1 oktober (N-(eco)², 2002b) of 1 november tot 31 maart (Van Overtveld *et al.*, 2011)) becijferd. De gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater werden op basis van de gemeten NO_3^- -concentraties van een gans jaar (1 januari tot 31 december) (Van Overtveld *et al.*, 2011) of de winterperiode (1 oktober tot 31 maart) (Moreels *et al.*, 2001 in N-(eco)², 2002b; D'Haene *et al.*, 2022) begroot.

Tabel 1: Vlaamse berekeningsmethodieken van attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) (Gebaseerd op Moreels *et al.*, 2001; El-Sadek, 2002; N-(eco)², 2002b; Tits *et al.*, 2010; Van Overtveld *et al.*, 2011; De Waele *et al.*, 2017; D'Haene *et al.*, 2022)

| | El-Sadek (2002) in N-(eco) ² (2002b) | Gebaseerd op Moreels <i>et al.</i> (2001) in N-(eco) ² (2002b) | Procesfactorstudie Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | Methode EU-Rotate_N-model D'Haene <i>et al.</i> (2022) |
|--|--|---|--|--|
| Berekende attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) | | | | |
| Aantal berekende AFopp | 3 | 1 | 50 | 166 |
| Niveau | Vallei van MAP-meetpunt | Vallei van MAP-meetpunt | Afstroomgebied van MAP-meetpunt | Afstroomzone |
| Locatie | Valleien van de Witte Nete, Mark en Molenbeek | Vallei van de Wijlegemse beek | Verspreid over Vlaanderen | Verspreid over Vlaanderen |
| AFopp voor gans Vlaanderen | Nee | Nee | Ja, via extrapolatie | Ja |
| Methodiek om de NO₃-conc. in het bodemwater te berekenen | | | | |
| Model | DRAINMOD-N | Burns_α | Analytisch uitspoelingsmodel | EU-Rotate_N |
| Stikstofinputs voor simulaties | Landbouw | Landbouw | Landbouw, niet-beteelde oppervlakte & afvalwater van huishoudens | Landbouw |
| NO₃-N-residu's in het najaar | | | | |
| ▪ Berekening of meting van NO ₃ -N-residu's in het najaar | Berekend op basis van aannames van N- bemestingshoeveelheid per teelt | Gemeten NO ₃ -N-residu's | Gemeten NO ₃ -N-residu's | Gemeten NO ₃ -N-residu's |
| ▪ Meetjaren van NO ₃ -N- residu's in het najaar | / | 1999 | 2004 - 2007 | 2014 - 2016 |
| ▪ Bemonsterde percelen | Geen | 10-tal percelen per teeltgroep | Metingen van de mestbank | Metingen van de mestbank |
| ▪ Bemesting / NO ₃ -N- residu's niet-bemonsterde percelen | Bemestingshoeveelheid per teelt | Lognormaal verdeling van de gemeten NO ₃ -N- residu's per teeltgroep | Voorspellend MANCOVA- model o.b.v. gemeten NO ₃ -N-residu's | Gemidd. gemeten NO ₃ - N-residu's per teelt- rotatie - textuur binnen een afstroomzone |
| Simulaties van de NO₃-conc. in bodemwater | | | | |
| ▪ NO ₃ -conc. in drains / -90 cm | Drains | Op -90 cm | Op -90 cm | Op -90 cm |
| ▪ Jaar of winterperiode | Jaar | 1 oktober - 31 maart | 1 november - 31 maart | Oogst - 31 maart |
| ▪ Aantal simulaties | 1 gedurende 4 (Mark en Molenbeek) of 8 jaar (Witte Nete) | 4 simulaties o.b.v. residu's en weer van 4 winterperiodes | 4 simulaties o.b.v. residu's en weer van 4 winterperiodes | 1 simulatie o.b.v. gemidd. residu en weers- omstandigheden |
| ▪ Berekening van de NO ₃ - conc. per simulatie | Dagelijkse NO ₃ -conc. | Gemidd. NO ₃ -conc. van de simulatieperiode | Gemidd. NO ₃ -conc. van de simulatieperiode | Gemidd. NO ₃ -conc. van de simulatieperiode |
| ▪ Berekening van de NO ₃ - conc. | Dagelijkse NO ₃ -conc. | Gemidd. van NO ₃ -conc. van de 4 simulaties | Gemidd. van NO ₃ -conc. van de 4 simulaties | Gemidd. NO ₃ -conc. van de simulatieperiode |
| Referenties | El-Sadek (2002) N-(eco) ² (2002b) | Moreels <i>et al.</i> (2001) N-(eco) ² (2002b) | Tits <i>et al.</i> (2010) Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | De Waele <i>et al.</i> (2017) D'Haene <i>et al.</i> (2022) |

Conc.: concentratie; gemidd.: gemiddeld; o.b.v.: op basis van

////////////////////////////////////

Tabel 1 (vervolg): Vlaamse berekeningsmethodieken van attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) (Gebaseerd op Moreels *et al.*, 2001; El-Sadek, 2002; N-(eco)², 2002b; Tits *et al.*, 2010; Van Overtveld *et al.*, 2011; De Waele *et al.*, 2017; D’Haene *et al.*, 2022)

| | El-Sadek (2002) in N-(eco) ² (2002) | Gebaseerd op Moreels <i>et al.</i> (2001) in N-(eco) ² (2002) | Procesfactorstudie Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | Methode EU-Rotate_N-model D’Haene <i>et al.</i> (2022) |
|--|---|--|--|---|
| Methodiek om de NO ₃ ⁻ -conc. in het oppervlaktewater voor een vallei, afstroomgebied of afstroomzone te berekenen | | | | |
| Metingen van de NO ₃ ⁻ -conc. in het oppervlaktewater | Metingen door VMM aan MAP-meetpunten | Autosampler (geen MAP-meetpunt) | Metingen door VMM aan MAP-meetpunten | Metingen door VMM aan MAP-meetpunten |
| Meetperiode | Witte Nete: 1991 - 1997; Mark: 1994 - 1997 & Molenbeek: 1990 - 1993 | Januari 1997 – mei 2000 | Januari 2004 – december 2007 | Oktober 2014 – maart 2017 |
| Gebruikte periode voor berekeningen NO ₃ ⁻ -conc. in oppervlaktewater | Jaar | 1 oktober - 31 maart | Jaar | 1 oktober - 31 maart |
| Berekening van gemiddelde of dagcijfers van NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | Dagcijfers van de NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | Berekening van gemiddelde NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | Berekening van gemiddelde NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | Berekening van gemiddelde NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater |
| Niveau van berekening van NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | / | Voor meetpunt | Per MAP-meetpunt | Per afstroomzone op basis van gemidd. per MAP-meetpunt |
| Berekende NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater | / | Gemidd. NO ₃ ⁻ -conc. | Gewogen gemidd. NO ₃ ⁻ -conc. (maandgemidd. in functie van het debiet) | Gemidd. van gemidd. NO ₃ ⁻ -conc. van de MAP-meetpunten binnen een afstroomzone |
| Referenties | El-Sadek (2002) N-(eco) ² (2002b) | Moreels <i>et al.</i> (2001) N-(eco) ² (2002b) | Tits <i>et al.</i> (2010) Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | De Waele <i>et al.</i> (2017) D’Haene <i>et al.</i> (2022) |

Conc.: concentratie; gemidd.: gemiddeld; VMM: Vlaamse Milieumaatschappij

De methodieken van de Vlaamse studies die AFopp berekenden (Tabel 1), worden hierna kort toegelicht. Eerst worden de verschillende stappen van de verschillende methoden beknopt beschreven, daarna worden de verschillen tussen de 2 methoden die gebiedsdekkend AFopp berekenen op p. 25 - 27 besproken. Andere details over de gelijkenissen en verschillen van de berekeningswijzen en gebruikte methodes vallen buiten de scope van deze literatuurstudie.

▪ Berekening van de nitraatconcentratie in het bodemwater

De berekening van de NO₃⁻-concentratie in het bodemwater (drains of op -90 cm) in het volledige simulatiegebied gebeurde in 2 stappen:

1. Modelberekening van de gemiddelde NO₃⁻-concentraties in bodemwater (drains of op -90 cm);
2. Van perceelsniveau naar het volledige simulatiegebied.

o Modelberekening van de gemiddelde nitraatconcentraties in het bodemwater

De gemiddelde NO_3^- -concentraties in het bodemwater werden met modellen gesimuleerd. De gebruikte modellen (vb. DRAINMOD-N en Burns_α- (N-(eco)², 2002b) en EU-Rotate_N-model (D'Haene *et al.*, 2022)) berekenen alle belangrijke N-processen in de bodem, nl. N-mineralisatie uit BOS en oogstresten, N-immobilisatie, NO_3^- -uitloging en gasvormige verliezen, vooral omwille van denitrificatie. Het DRAINMOD-N (N-(eco)², 2002b) en EU-Rotate_N-model (D'Haene *et al.*, 2022) kunnen ook de gemiddelde NO_3^- -concentraties in het bodemwater van percelen met teelten of vanggewassen berekenen aangezien ook de N-opname gemodelleerd wordt. In deze modellen wordt op basis van de neerslag en evapo(transpi)ratie het watertransport door het profiel gesimuleerd. Door Van Overtveld *et al.* (2011) werd een analytisch uitspoelingsmodel gebruikt op basis van de NO_3^- -N-residu's en het neerslagoverschot en met een correctiefactor voor de N-mineralisatie. De berekende NO_3^- -concentraties in het bodemwater werden gevalideerd op basis van proefvelden waar NO_3^- -concentraties in het bodemwater met "suction cups" en/of NO_3^- -concentraties in het grondwater van peilbuizen werden gemeten (N-(eco)², 2002a; Van Camp *et al.*, 2021) of door de vergelijking van modelberekeningen met de gemeten NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater in validatiejaren (D'Haene *et al.*, 2022).

In de Vlaamse studies werden uitzonderlijk de gemiddelde NO_3^- -concentraties in drains voor een volledig winterjaar berekend op basis van een inschatting van de N-bemestingshoeveelheid (El-Sadek, 2002 in N-(eco)², 2002b). Meestal werden de gemiddelde winter- NO_3^- -concentraties op -90 cm gesimuleerd op basis van de NO_3^- -N-residu's gemeten in de bodem in de sperperiode. De simulaties starten ofwel op 1 oktober (gebaseerd op Moreels *et al.*, 2001 in N-(eco)², 2002b), op 1 november (Van Overtveld *et al.*, 2011) of bij de oogst (D'Haene *et al.*, 2022). Zodoende werden door D'Haene *et al.* (2022) voor vroeggeogste teelten zoals granen de NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode naar de NO_3^- -N-residu's bij de oogst omgerekend.

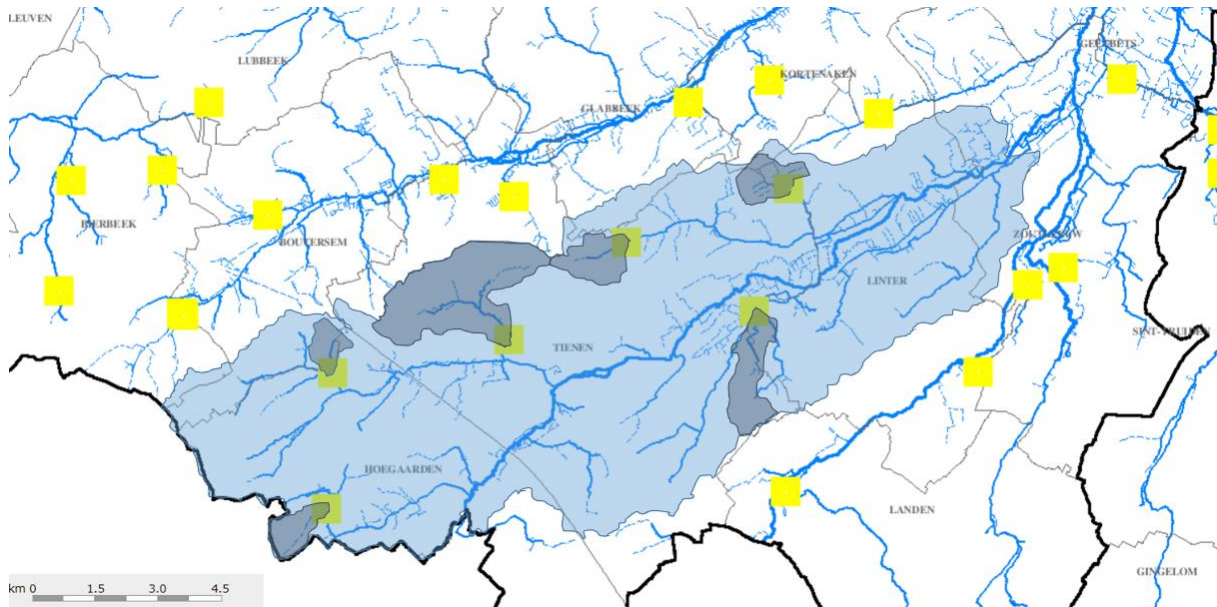
o Van perceelsniveau naar het volledige simulatiegebied

In N-(eco)² (2002) was het simulatiegebied tot de vallei van de MAP-meetpunten of van de meetplaats van de autosampler beperkt. In de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) was het simulatiegebied het berekende afstroomgebied ('catchment area') van de geselecteerde MAP-meetpunten (donkergrijs in Figuur 6). Het simulatiegebied van D'Haene *et al.* (2022) was de ganse afstroomzone⁵ (lichtgrijs in Figuur 6) waarbij aangenomen werd dat door de ad random selectie van de NO_3^- -N-residumetingen in de sperperiode de gemeten NO_3^- -N-residumetingen binnen een afstroomzone representatief zijn voor de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten.

De NO_3^- -concentraties in het bodemwater werden uitzonderlijk op basis van aannames van een vaste N-bemestingshoeveelheid per teelt gemodelleerd (El-Sadek, 2002 in N-(eco)², 2002b), maar meestal op basis van NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar. Echter binnen een simulatiegebied werden de NO_3^- -N-residu's niet bij alle percelen gemeten. Op basis van de gemeten NO_3^- -N-residu's werd er aan de niet-bemonsterde percelen per teeltsituatie ad random een residu toegewezen gebaseerd op de lognormaal verdeling van de NO_3^- -N-residu's (gebaseerd op Moreels *et al.*, 2001 in N-(eco)², 2002b), op basis van een voorspellend MANCOVA-model (Tits *et al.*,

⁵ Afstroomzone= afstroomgebied van een Vlaams waterlichaam en zijn bovenstroomse vertakkingen. Een Vlaams waterlichaam is een segment van een waterloop met een afstroomgebied groter dan 50 km².

2010⁶; Van Overtveld *et al.*, 2011) of de gemiddelde NO_3^- -N-residu's op basis van de teeltrotatie en textuur (D'Haene *et al.*, 2022).



Figuur 6: Afstroomzone (lichtgrijs) en afstroomgebied (donker grijs) en locatie van MAP-meetpunten (geel vierkant) (Gebaseerd op VMM en Van Overtveld *et al.*, 2011)

De gemiddelde NO_3^- -concentraties in het bodemwater van de volledige simulatiegebieden werden, rekening houdend met de oppervlakte van de verschillende percelen, berekend (N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011; D'Haene *et al.*, 2022).

- **Berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater voor een simulatiegebied**

Door El-Sadek (2002 in N-(eco)², 2002b) werden er geen gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater bepaald, maar werden de NO_3^- -concentratie metingen van het oppervlaktewater gebruikt om de AFopp van 3 valleien te berekenen.

De gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater kunnen bepaald worden door het gemiddelde te nemen van de NO_3^- -concentratie metingen gemeten met een autosampler (geen MAP-meetpunt) (Moreels *et al.*, 2001 in N-(eco)²) of van de NO_3^- -concentraties gemeten door de VMM in de MAP-meetpunten oppervlaktewater (D'Haene *et al.*, 2022). Door Van Overtveld *et al.* (2011) werden, op basis van de NO_3^- -concentraties gemeten in de MAP-

⁶ De belangrijkste variabelen voor de voorspelling van het NO_3^- -N-residu's in het MANCOVA-model van Tits *et al.* (2010) waren de hoofdteelt van het perceel, de bemestingspraktijk in het jaar van staalname, de landbouwstreek, de nateelt, de staalnamedag en, in mindere mate, de weersomstandigheden en het bedrijfstype.

meetpunten oppervlaktewater en de debieten geregistreerd in de dichtste debietmeter, debietgewogen gemiddelde NO_3^- -concentraties van 50 MAP-meetpunten oppervlaktewater bepaald.

Voor de berekeningen van de gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater werden de NO_3^- -concentraties van de winterperiode (1 oktober tot 31 maart) (Moreels *et al.*, 2001 in N-(eco)², 2002b; D'Haene *et al.*, 2022) of het ganse jaar (1 januari - 31 december) (Van Overtveld *et al.*, 2011) gebruikt.

▪ **Berekende gebiedsafhankelijke attenuatiefactoren oppervlaktewater**

In de N-(eco)²-studie werd voor *de valleien van de Witte Nete, Mark en Molenbeek*⁷ een AFopp berekend. Voor alle percelen in deze valleien werd met het DRAINMOD-N-model op basis van vaste N-bemestingshoeveelheden per teelt de NO_3^- -N-concentraties in drains op dagbasis berekend en, indien beschikbaar, vergeleken met de meting in het oppervlaktewater. De gemiddelde berekende AFopp bedroeg voor de valleien van de Witte Nete 2.34, 2.25 voor de Mark en 2.68 voor de Molenbeek. Voor de drie geanalyseerde valleien werd via optimalisatie, rekening houdend met de variatie in debieten, een gemiddelde AFopp van 2.40 afgeleid (El-Sadek, 2002 in N-(eco)², 2002b).

In dezelfde studie werd ook de AFopp in de vallei van de *Wijlegemse beek*⁸ bepaald. In tegenstelling tot de voorafgaande berekening waar data van volledige jaren gebruikt werden, werd de AFopp op basis van 4 winterperiodes (1 oktober - 31 maart) berekend. Voor de meest voorkomende gewassen (suikerbieten, wintertarwe, maïs, aardappelen en gras) werden op een 10-tal percelen NO_3^- -N-residu's gemeten. Op basis van de lognormale verdeling van NO_3^- -N-residu's en de gemeten NO_3^- -N-residu's per teelt werden ad random NO_3^- -N-residu's aan de niet-bemonsterde percelen toegewezen. Voor alle percelen werd de gemiddelde winter- NO_3^- -concentraties in het bodemwater op -90 cm met het Burns_α-model gesimuleerd. De gemiddelde NO_3^- -concentratie aan de monding van de Wijlegemse beek werd begroot op basis van NO_3^- -concentraties gemeten met een autosampler gedurende de winterperiode. De gemiddelde AFopp over de 4 winterperiodes bedroeg ook 2.4 (N-(eco)², 2002b).

In de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) werd de AFopp voor *de afstroomgebieden van 50 MAP-meetplaatsen oppervlaktewater*⁹ berekend. De gemiddelde winter- NO_3^- -concentratie op -90 cm (1 november - 31 maart) werd bepaald door de NO_3^- -uitspoeling voor 4 winterjaren (2004 - 2008) te kwantificeren uit het NO_3^- -N-residu met een analytisch uitspoelingsmodel en dan over de 4 winterjaren te middelen. Aan elk perceel werd 4 keer het NO_3^- -N-residu gekoppeld (in 2004, 2005, 2006 en 2007) op basis van hetzij metingen, ofwel werd het NO_3^- -N-residu geschat aan de hand van een voorspellend MANCOVA-model (Tits *et al.*, 2010; Van Overtveld *et al.*, 2011). Voor de landoppervlakten die geen landbouwperceel (bos, natuurgebied, bebouwing, etc.) waren, werd de uitloging aan de hand van de atmosferische depositie van dat jaar geschat. De gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater werd bepaald op basis van de maandelijkse NO_3^- -concentraties en debieten van de dichtste

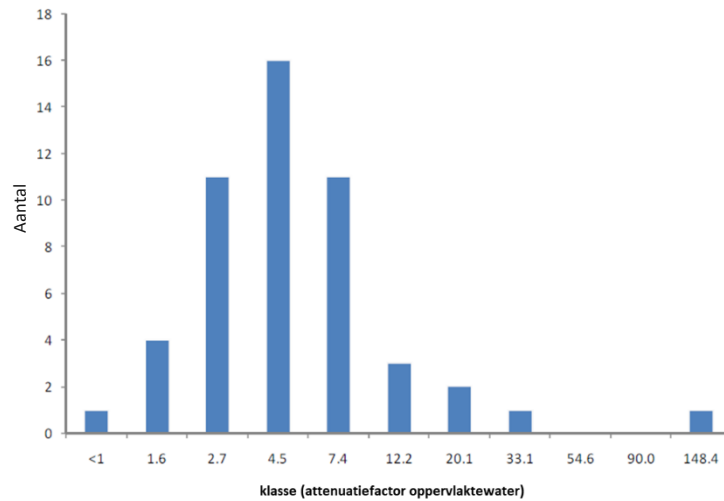
⁷ In het bekken van de Witte Nete en Mark is de bodemtextuur hoofdzakelijk zand, met kleiige bodems in de onmiddellijke omgeving van het rivierennetwerk. In het bekken van de Molenbeek zijn het vooral zandleem- tot leembodems (N-(eco)², 2002b).

⁸ De textuur in dit stroomgebied is overwegend (licht) zandleem (N-(eco)², 2002b).

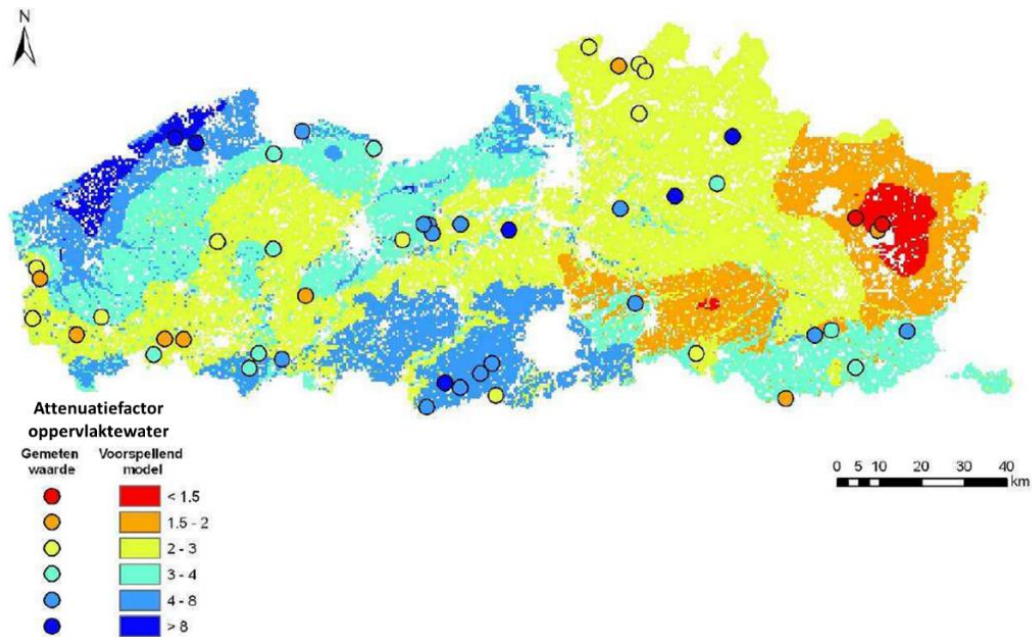
⁹ Voor de berekening van AFopp werd eerst voor de 794 MAP-meetplaatsen oppervlaktewater het afstroomgebied bepaald. Op basis van enkele selectiecriteria (vb. lengte van de waterlopen, het aandeel landbouwpercelen en de dominante bodemtextuur) werden de 50 meest geschikte afstroomgebieden geselecteerd, waarbij een zo groot mogelijke homogeniteit binnen elk afstroomgebied en contrasterende kenmerken tussen de afstroomgebieden werden nagestreefd (Van Overtveld *et al.*, 2011).

debietmeter voor de 50 geselecteerde MAP-meetpunten. De 50 berekende AFopp vertonen een lognormale verdeling, met een mediaan van 3.3 (Figuur 7) (Van Overtveld *et al.*, 2011).

Aan de hand van een statistische analyse werd getracht de verklarende variabelen voor de variatie in AFopp te bepalen om zo gebiedsdekkende uitspraken voor Vlaanderen te kunnen doen. De statistische analyse toonde dat de dominante textuur van het afstroomgebied en de redoxpotential van de onderliggende aquifer twee significante verklarende variabelen zijn. Deze twee variabelen werden dan ook gebruikt voor de opbouw van een voorspellend regressiemodel. Met dit model werden voor heel Vlaanderen gebiedsdekkende voorspellingen gedaan (Figuur 8). De AFopp vertoont een duidelijke regionale variatie (Van Overtveld *et al.*, 2011).



Figuur 7: Histogram van de attenuatiefactor oppervlaktewater (x-as in logaritmische schaal) (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

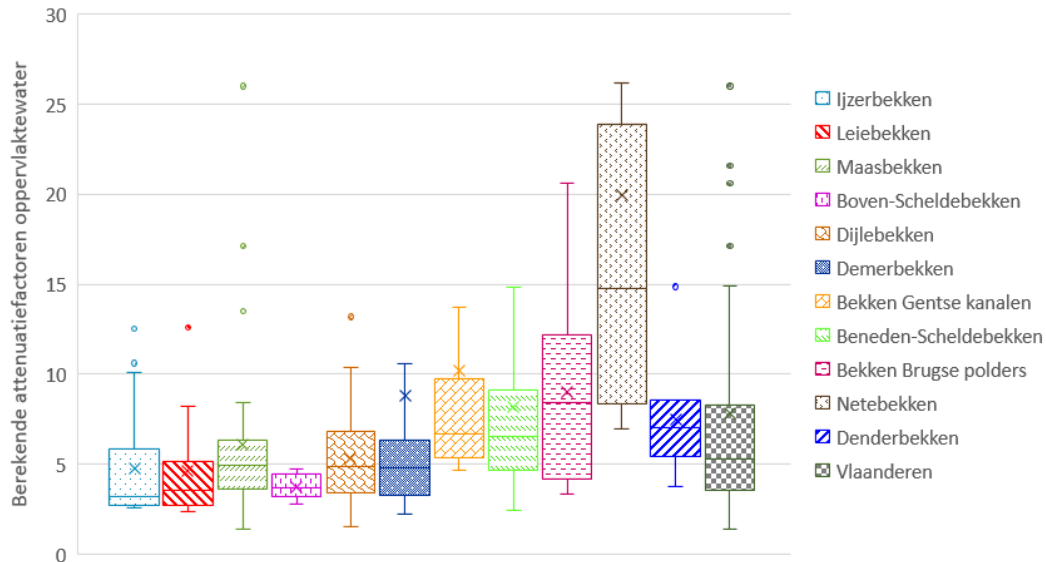


Figuur 8: Rasterkaart (raster van 500 m × 500 m) met de voorspelde attenuatiefactor oppervlaktewater (AFopp) voor Vlaanderen met aanduiding van de 50 afstroomgebieden oppervlaktewater met hun geobserveerde AFopp-waarde (○) (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

In de studie van D’Haene *et al.* (2022) werden de AFopp op *afstroomzoneniveau* berekend. Per teeltcombinatie - textuur (zand- en niet-zandbodems) werd per afstroomzone een gemiddeld NO₃⁻-N-residu op basis van 3 meetjaren (2014 - 2016) berekend dat voor het totale areaal van deze teeltcombinatie - textuur binnen de afstroomzones gebruikt werd in de modellering van de gemiddelde NO₃⁻-concentratie op -90 cm. De simulaties gebeurden met het Eu-Rotate_N-model op basis van gemiddelde weersomstandigheden tussen de oogst en 31 maart (Tabel 2). Binnen een afstroomzone werd het driejarig gemiddelde van de NO₃⁻-concentraties in het oppervlaktewater tijdens de winterperiodes van 2014 - 2017 begroot. De berekende AFopp vertoonden zowel binnen als tussen bekkens grote verschillen (mediaan AFopp= 5.3) (Figuur 9) (D’Haene *et al.*, 2022).

Tabel 2: Gemiddelde weersomstandigheden in Vlaanderen (1981-2010) (Bron: KMI)

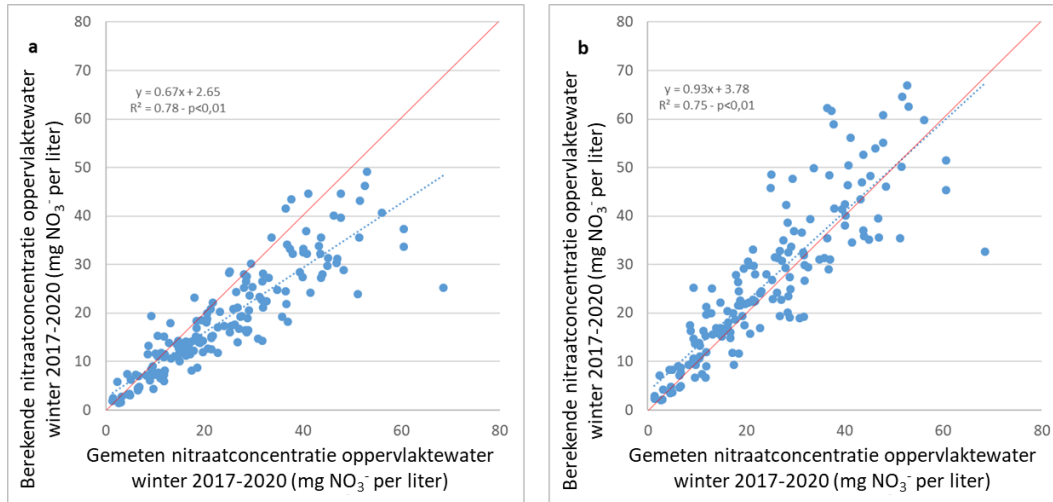
| | Jan. | Feb. | Mrt. | Apr. | Mei | Jun. | Jul. | Aug. | Sep. | Okt. | Nov. | Dec. |
|------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Temperatuur (°C) | 3.3 | 3.7 | 6.8 | 9.8 | 13.6 | 16.2 | 18.4 | 18.0 | 14.9 | 11.1 | 6.8 | 3.9 |
| Neerslag (mm) | 76 | 63 | 70 | 51 | 67 | 72 | 74 | 79 | 69 | 75 | 76 | 81 |



Figuur 9: Boxplots van de berekende attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) voor de 11 Vlaamse bekken en Vlaanderen (x= gemiddelde; –= mediaan; er worden 6 zeer hoge outliers niet in de figuur weergegeven omwille van de leesbaarheid van de figuur) (Bron: D’Haene *et al.*, 2022)

Voor de validatie van de berekende AFopp werd op basis van de gemeten NO_3^- -N-residu’s in 2017 - 2019 de NO_3^- -concentratie op -90 cm berekend op afstroomzoneniveau en gedeeld door de gemiddelde NO_3^- -concentratie van het oppervlaktewater in de winter (oktober - maart 2017 - 2020). In Figuur 10 worden de gemeten gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater voor de 3 winterjaren 2017 - 2020 uitgezet t.o.v. de berekende gemiddelde NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater voor dezelfde periode. De gesimuleerde waarden liggen gemiddeld lager dan de gemeten waarden. Dit kan gedeeltelijk verklaard worden door het feit dat het vochtdeficit in de bodem in de jaren 2017 - 2019 hoger was dan de gemiddelde waarde gebruikt in de modelberekeningen zodat door een hogere gesimuleerde drainagehoeveelheid en verdunning lagere waarden berekend werden. De potentiële evapotranspiratie (PET) van mei – september 2017 – 2019 was gemiddeld 52 mm hoger dan in 2014 – 2016, wat een overschatting is van het echte verschil omdat de PET geen vochttekort in de bodem veronderstelt. Het opnieuw berekenen van de gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater met een vermindering van de drainage met 30 mm resulteerde in een regressie dicht bij de 1:1-lijn (D’Haene *et al.*, 2022).

Deze validatie toont dat ondanks een vereenvoudigde benadering, zoals het gebruik van gemiddelde neerslaghoeveelheden en de ruwe afleidingen van de attenuatiefactoren, de gemeten gemiddelde NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater behoorlijk voorspeld konden worden aan de hand van de gebruikte methodiek (D’Haene *et al.*, 2022).



Figuur 10: Gemeten versus berekende gemiddelde nitraatconcentratie (mg NO₃⁻ per liter) in het oppervlaktewater tijdens de winter 2017 - 2020 op basis van attenuatiefactoren oppervlaktewater (a: simulaties op basis van gemiddelde bodemvochtgehalte bij de oogst en b: simulaties op basis van drogere dan gemiddelde bodemvochtgehalte (Bronnen: VMM & D’Haene *et al.*, 2022)

Om NO₃⁻-N-residurempelwaarden te berekenen, zijn er AFopp voor gans Vlaanderen noodzakelijk zoals het geval is in de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) en D’Haene *et al.* (2022) (Tabel 1). Door de verschillen in de methodieken zijn de AFopp van beide studies nochtans niet eenvoudig met elkaar te vergelijken.

De gemeten gemiddelde NO₃⁻-concentratie in het oppervlaktewater in 2004 - 2007, nl. 31.9 ± 21.7 mg NO₃⁻ per liter (Van Overtveld *et al.*, 2011), was ±1.6 keer hoger dan in de winterperiodes van 2014 - 2017, nl. 19.8 ± 10.8 mg NO₃⁻ per liter¹⁰ (D’Haene *et al.*, 2022). Bij eenzelfde methodiek zou de begrootte NO₃⁻-concentratie op -90 cm in 2004 – 2007 dan ook ±1.6 keer hoger moeten zijn dan deze becijferd voor 2014 - 2017. Echter door de verschillende methodieken werden er beperktere verschillen in de NO₃⁻-concentratie op -90 cm bepaald nl. 99.6 ± 18.5 mg NO₃⁻ per liter voor 2004 - 2007 door Van Overtveld *et al.* (2011) en 91.3 ± 19.8 mg NO₃⁻ per liter voor 2014 - 2017 door D’Haene *et al.* (2022). De berekende NO₃⁻-concentratie op -90 cm voor 2004 - 2007 is slechts ±1.1 hoger dan de berekende concentratie voor 2014 - 2017. De lager dan verwachte NO₃⁻-concentratie op -90 cm becijferd door Van Overtveld *et al.* (2011), nl. 1.6 / 1.1 = 1.5 maal lager, resulteerden in AFopp die ongeveer 1.5 maal lager zijn dan deze van D’Haene *et al.* (2022). De berekende AFopp in de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) zijn gemiddeld lager dan deze in de studie van D’Haene *et al.* (2022) (Tabel 3) omdat Van Overtveld *et al.* (2011) niet alle N-processen tijdens de winterperiode berekenden (vb. N-vrijstelling via mineralisatie uit oogstresten). Daarnaast werd de verdunning vanuit niet-landbouwgebied meegenomen bij de berekening van de NO₃⁻-concentratie op -90 cm van het afstroomgebied van het MAP-meetpunt oppervlaktewater. Voor de berekening van de AFopp werden

¹⁰ De verschillen in de gemeten NO₃⁻-concentratie in het oppervlaktewater zijn gelinkt aan verschillen in de gemeten NO₃⁻-N-residu’s. Het gemiddelde van de gemeten NO₃⁻-N-residu’s in de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten in 2004 - 2007 was 87.2 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ (Tits *et al.*, 2010; Van Overtveld *et al.*, 2011) t.o.v. gemiddeld 59.1 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ in 2014 - 2016 in gans Vlaanderen (D’Haene *et al.*, 2022).

de jaar-NO₃⁻-concentraties in het oppervlaktewater gebruikt die gemiddeld 3 mg NO₃⁻ per liter lager zijn dan de winter-NO₃⁻-concentraties.

Tabel 3: Aantal, spreidingsbreedte en mediaan van de attenuatiefactoren oppervlaktewater (AFopp) berekend in Vlaamse studies (Gebaseerd op N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011; D’Haene *et al.*, 2022)

| | El-Sadek (2002) in N-(eco) ² (2002) | Gebaseerd op Moreels <i>et al.</i> (2001) in N-(eco) ² (2002) | Procesfactorstudie Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | Methode EU-Rotate_N- model D’Haene <i>et al.</i> (2022) |
|---|---|---|--|---|
| Aantal, spreidingsbreedte en mediaan van de berekende AFopp | | | | |
| Aantal | 3 valleien | 1 vallei | 50 MAP-meetpunten | 166 afstroomzones |
| Spreidingsbreedte | 2.3 - 2.7 | / | 0.9 - 15.3 (104.4)* | 1.4 - 58.7 |
| Mediaan | 2.4 | 2.4 | 3.3 | 5.3 |
| Spreidingsbreedte en mediaan van de berekende AFopp op afstroomzoneniveau | | | | |
| Spreidingsbreedte | / | / | 1.5 - 8.2** | 1.4 - 58.7 |
| Mediaan | / | / | 3.0** | 5.3 |

* : voor de extrapolatie naar Vlaanderen werden er 2 outliers verwijderd (Van Overtveld *et al.*, 2011)

** : op basis van rasterkaart berekend op afstroomzoneniveau

Van Overtveld *et al.* (2011) berekenden de NO₃⁻-uitloging van zowel landbouw- als niet-landbouwpercelen zodat er gemakkelijk scenario’s met een verschuiving tussen areaal landbouw en niet-landbouw gesimuleerd kunnen worden. De becijferde jaar-NO₃⁻-concentraties in het oppervlaktewater kunnen direct met de grens van 18 mg NO₃⁻ per liter vergeleken worden. Bij het berekenen van milieukundige drempelwaarden wordt de gewenste gemiddelde NO₃⁻-concentratie in het oppervlaktewater gelinkt aan een gemiddelde NO₃⁻-concentratie op -90 cm voor alle percelen in het afstroomgebied (zowel landbouw- als niet-landbouwpercelen). De berekende milieukundige drempelwaarden zijn vooral in afstroomgebieden met een hoog percentage niet-landbouwpercelen streng omdat gerekend wordt met dezelfde gemiddelde NO₃⁻-concentratie op -90 cm voor landbouw- en niet-landbouwpercelen. Het voorspellend regressiemodel op basis van de dominante bodemtextuur en redoxpotentiaal van de eerste filter van het freatisch grondwater om gebiedsdekkend AFopp voor heel Vlaanderen te voorspellen, kon slechts een beperkt deel van de variatie (R²= 0.39) van de berekende AFopp van de 50 MAP-meetpunten verklaren. Het effect van gedraineerde percelen werd wellicht onderschat. Door de selectie van 50 MAP-meetpunten oppervlaktewater konden gewogen gemiddelde NO₃⁻-concentraties in het oppervlaktewater berekend worden.

In de methodiek van D’Haene *et al.* (2022) was er geen extrapolatie naar gans Vlaanderen noodzakelijk. Door het berekenen van AFopp op basis van enkel de winter-NO₃⁻-concentraties, in de periode met een neerslagsurplus, i.p.v. jaar-NO₃⁻-concentraties is de correlatie tussen de NO₃⁻-N-residumetingen en de NO₃⁻-concentratie gemeten in het oppervlaktewater beter omdat tijdens de winterperiode het procentuele grondwateraandeel t.o.v. het aandeel door drainage water en/of ‘(sub)surface flow’ lager is dan tijdens de zomerperiode (Rozemeijer & Broers, 2007; Aquilina *et al.*, 2012). Op die manier houdt de methodiek impliciet rekening met de invloed van de snelle afvoer van N uit gedraineerde percelen. Het effect van beheermaatregelen door de landbouw zal zodoende gemakkelijker zichtbaar zijn. De gebruikte NO₃⁻-N-residumetingen waren niet beperkt tot de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten, maar waren over de volledige afstroomzones verspreid. De aanname dat de NO₃⁻-N-residumetingen en teelten vergelijkbaar zijn binnen en buiten de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten wordt door de validatie van de AFopp gestaafd. Bij het berekenen van milieukundige drempelwaarden wordt de gewenste

gemiddelde NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater gelinkt aan een gemiddelde NO_3^- -concentratie op -90 cm voor alle landbouwpercelen in het afstroomgebied. De verdunning vanuit niet-landbouwpercelen wordt via de hogere AFopp in rekening gebracht, maar geldt slechts voor het procentueel areaal niet-landbouwpercelen binnen iedere afstroomzone.

✓ Vlaamse studies waarin attenuatiefactoren grondwater berekend werden

Voor de berekening van AF grondwater (AFgr) moeten de reistijden gekend zijn. Enkel in de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) werd ook de AFgr berekend. De AFgr werd bepaald voor een subset van 525 meetpunten van het freatisch grondwatermeetnet¹¹. De kwaliteit van het grondwater in Vlaanderen wordt opgevolgd in een meetnet van peilbuizen (freatisch grondwatermeetnet). De 1^{ste} filter van elke peilbuis wordt preferentieel in de oxische zone van de aquifer geplaatst, omdat in deze zone het NO_3^- niet door micro-organismen wordt afgebroken en de gemeten NO_3^- -concentratie een weerspiegeling van de bemestingsactiviteit is. Voor 525 meetpunten werd het intrekgebied (en dus relevante percelen) en de reistijd door de onverzadigde en de verzadigde zone berekend.

De gemiddelde winter- NO_3^- -concentratie op -90 cm (1 november - 31 maart) werd bepaald door de NO_3^- -uitspoeling voor 4 winterjaren (2004 - 2008) te kwantificeren uit het NO_3^- -N-residu met een analytisch uitspoelingsmodel en dan over de 4 winterjaren te middelen. Aan elk perceel werd 4 keer het NO_3^- -N-residu (in 2004, 2005, 2006 en 2007) gekoppeld op basis van hetzij metingen, ofwel werd het NO_3^- -N-residu geschat aan de hand van een voorspellend MANCOVA-model (Tits *et al.*, 2010; Van Overtveld *et al.*, 2011). Voor de landoppervlakten die geen landbouwperceel (bos, natuurgebied, bebouwing, ...) waren, werd de uitloging aan de hand van de atmosferische depositie van dat jaar geschat.

De gemiddelde NO_3^- -concentraties in het grondwater werden becijferd op basis van de 2 metingen van de NO_3^- -concentratie in de 1^{ste} filter van het MAP-meetpunt binnen een meetjaar (Van Overtveld *et al.*, 2011).

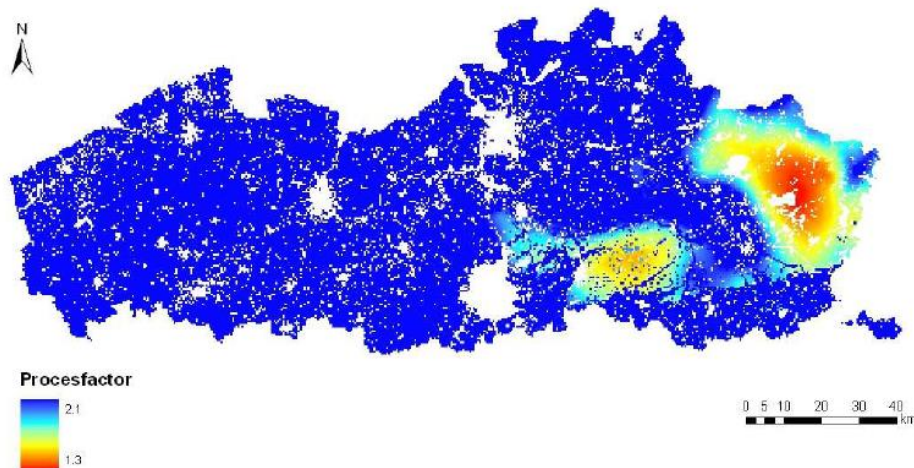
Om de AFgr te berekenen, werd de gewogen gemiddelde NO_3^- -concentratie op -90 cm gedeeld door de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentratie in de 1^{ste} filter van het overeenkomstig meetpunt rekening houdend met de reistijd van het water. De gebruikte methodiek liet geen ruimtelijke voorspelling van de AFgr toe. De mediaan van de oxische filters, nl. 2.1, werd als de beste schatter voor AFgr voor gans Vlaanderen geselecteerd (Van Overtveld *et al.*, 2011).

✓ Vlaamse studie waarin attenuatiefactoren oppervlakte- + grondwater berekend werden

In de studie van Van Overtveld *et al.* (2011), waar zowel de AFopp als AFgr becijferd werden, werd een gecombineerde AFopp+gr berekend door in elk gebied de strengste van de twee AF (gedifferentieerde AFopp en

¹¹ De MAP-meetpunten grondwater werden geselecteerd op basis van hun ligging (contrasterend in N-gebruik en potentiële NO_3^- -uitspoeling), de ligging in de verschillende Vlaamse landbouwstreken en het hydrografisch bekken. Verder werden die meetpunten geselecteerd, waarvoor de reistijd langer is dan 5 jaar, omwille van het bereik van de beschikbare NO_3^- -N-residumetingen en NO_3^- -concentratie metingen in het grondwater. Het bemonsterde water in de peilbuizen van de MAP-meetpunten grondwater is volgens de grondwaterstroming afkomstig van een klein aantal percelen stroomopwaarts van het meetpunt. Voor elk meetpunt werd het intrekgebied bepaald als een ellipsvormig gebied, stroomopwaarts gelegen t.o.v. het meetpunt, waarbinnen met 75% zekerheid het water dat door de peilbuis stroomt, afkomstig is (Van Overtveld *et al.*, 2011).

mediaan AFgr) toe te passen. Dit betekent dat waar de AFopp groter was dan 2.1, de AF naar deze waarde werd afgetopt en daar waar de AFopp kleiner was, die laatste waarde van toepassing was (Figuur 11).



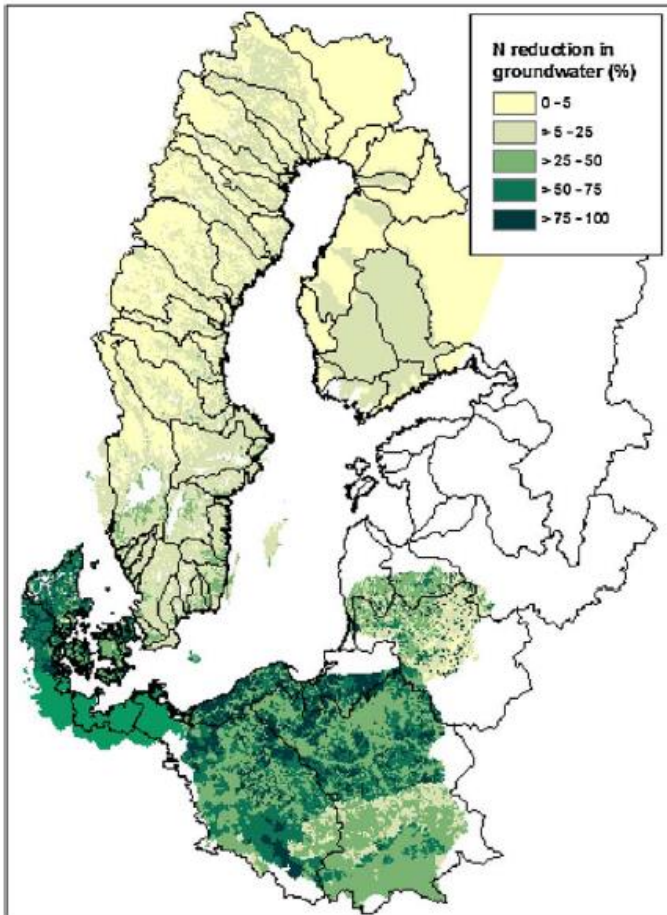
Figuur 11: Ruimtelijke voorstelling van de gecombineerde attenuatiefactor oppervlaktewater-grondwater (AFopp+gr) (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

✓ Attenuatie in enkele andere regio's en landen

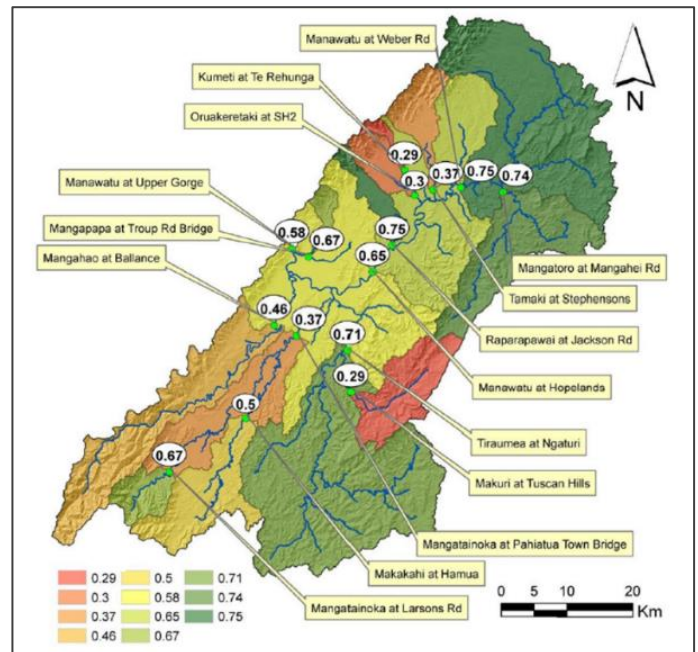
In verschillende regio's en landen werd op basis van beschikbare informatie de grootte van de attenuatie begroot. Aangezien de beschikbare informatie niet overal dezelfde is, is er geen uniforme berekeningsmethode van de attenuatie. In verschillende regio's en landen werd het belang van de attenuatie via de procentuele daling van de NO_3^- -concentratie in grond- of oppervlaktewater t.o.v. de NO_3^- -concentratie op -90 cm of t.o.v. het N-bodemsurplus geraamd of gemodelleerd. Aangezien de gebruikte methodes in de verschillende regio's niet 100% vergelijkbaar zijn, kunnen de berekende percentages of AF's niet vergeleken worden, maar de berekende percentages en AF's illustreren de grotere variabiliteit binnen de regio's.

In Nederland werden er uitspoelfracties berekend. De uitspoelfractie is de verhouding tussen de N-hoeveelheid die uitspoelt uit de wortelzone en in het grondwater gemeten wordt en de N-hoeveelheid die potentieel gemeten kan worden in het grondwater nl. het overschot van de N-bodembalans. De uitspoelfractie hangt af van de teelt (akkerland versus grasland) en de bodemtextuur (zand, löss, klei en leem). De geüpdate gemiddelde uitspoelfracties varieerden tussen 0.83 (akkerland op zandbodems) en 0.06 (grasland op veenbodems) (Fraters *et al.*, 2007; Noij & ten Berge, 2019) wat ongeveer overeenkomt met respectievelijk een AFgr 1.2 en 16.7. Højberg *et al.* (2017) becijferden voor het grondwater in de Baltische staten een N-reductie variërend van 0 tot 100%: 5 tot 100% in Denemarken, 0 tot 50% in Zweden, 0 tot 25% in Finland en 0 tot 100% in Letland en 5 tot 100% in Polen (Figuur 12).

Elwan *et al.* (2015) bepaalden voor het oppervlaktewater in 15 subbekkens in Nieuw-Zeeland een N-verwijdering van 58% (variërend van 29 tot 75%) t.o.v. de N onderaan de bewortelingszone overeenkomend met een gemiddelde AFopp 2.4 (variërend van 1.4 tot 4.0) (Figuur 13).



Figuur 12: Ruimtelijke verdeling van de berekende nitraat-reductie (%= de N-hoeveelheid die verloren ging uit de wortelzone en niet in het grondwater werd gemeten) in het grondwater van de Baltische Staten (Bron: Højberg *et al.*, 2017)



Figuur 13: Ruimtelijke verdeling van de berekende nitraat-reductie (%= de N-hoeveelheid die verloren ging uit de wortelzone en niet in het oppervlaktewater werd gemeten, met 0= 0 % en 1= 100 %) in het oppervlaktewater van 15 subbekkens in Nieuw-Zeeland (Bron: Elwan *et al.*, 2015)

3.3 MILIEUKUNDIGE NITRAATSTIKSTOFRESIDUDREMPELWAARDEN IN DE SPERPERIODE VOOR VERSCHILLENDE SITUATIES

✓ Inleiding

De maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's in het najaar werden met de berekende AF's en modelleringen met het WAVE-model (N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011) en EU-Rotate_N-model (D'Haene *et al.*, 2022) ingeschat.

Om de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor veel voorkomende teeltrotatie - textuurcombinaties te berekenen, wordt voor verschillende NO_3^- -N-residu's de NO_3^- -concentratie op -90 cm gemodelleerd. Op basis van de definitie van AF kan de gewenste NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater naar de NO_3^- -concentratie op -90 cm omgerekend worden en gekeken worden voor welk NO_3^- -N-residu deze NO_3^- -concentratie op -90 cm begroot werd.

✓ Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in de sperperiode voor verschillende situaties

- Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in functie van een maximale gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlakte- en/of grondwater van 50 mg nitraat per liter

In de N-(eco)²-studie (2002) en de studie van Van Overtveld *et al.* (2011) gebeurden de simulaties van de NO_3^- -concentratie op -90 cm voor 30 opeenvolgende winterperiodes (1 oktober 1971 - 31 maart 2001). Bij de selectie van de NO_3^- -N-residudrempelwaarden¹² mocht de gesimuleerde gemiddelde NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater van één op 30 jaar niet aan de vooropgestelde voorwaarde voldoen d.w.z. 97% (> de vereiste 95%) van de berekende NO_3^- -concentraties in het grond- of oppervlaktewater aan de voorwaarde voldeden. In deze studies werden er gemiddelde jaar- NO_3^- -concentraties in het grond- of oppervlaktewater berekend, maar dit geeft geen informatie over de piekoverschrijdingen in het grond- of oppervlaktewater.

In de N-(eco)²-studie (2002) werden voor verschillende teeltrotatie - textuur combinaties de NO_3^- -N-drempelwaarden in het najaar met een AF 1.0 en 2.4 berekend zodat maximaal 1 keer in 30 jaar de NO_3^- -concentraties in het grond- of oppervlaktewater hoger waren dan gemiddeld 50 mg NO_3^- per liter (Tabel 4). In N-(eco)² (2002) waren de invoerdata voor de simulatie van de NO_3^- -uitspoeling enerzijds afkomstig van 8 proefvelden in Vlaanderen (deze simulaties werden SA1a genoemd) en anderzijds voor de meest voorkomende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties per Vlaamse landbouwstreek (SA1b). Tabel 4 toont voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewas-combinaties dat om bij een AF 1.0 te vermijden dat de gemiddelde NO_3^- -concentratie meer dan 1 keer per 30 jaar het maximum 50 mg NO_3^- per liter overschrijdt, de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's afhankelijk van de teelt en textuur variëren van 20 tot 44 kg NO_3^- -N ha⁻¹. Bij een AF 2.4 lopen de maximale NO_3^- -N-residu's uiteen tussen 50 en 111 kg NO_3^- -N ha⁻¹ (N-(eco)², 2002b). Bij de vergelijking van de berekende drempelwaarden in functie van de teeltrotatie en textuur, moet er rekening mee gehouden worden dat ook andere parameters zoals het bodemorganisch koolstof- (BOC) gehalte kunnen verschillen wat sommige kleine verschillen in drempelwaarden mee kan verklaren (vergelijking drempelwaarden zandleem- en leempercelen).

¹² Gebaseerd op NO_3^- -N-residumetingen in het najaar werden in beide studies de NO_3^- -N-hoeveelheden tussen de 0 - 30, 30 - 60 en 60 - 90 cm verdeeld in een verhouding 2:1:1. De simulaties gebeurden voor 10, 20, 30, 40, 50, 70, 90, 120 en 150 kg NO_3^- -N ha⁻¹.

Tabel 4: Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bron: N-(eco)², 2002b)

| Textuur | Oogstrest | Wintergewas | AF 1.0 | | AF 2.4 | | Aantal simulaties | |
|----------|--------------|----------------------|--------|------|--------|------|-------------------|------|
| | | | SA1a | SA1b | SA1a | SA1b | SA1a | SA1b |
| zand | aardappelen | geen | 20 | - | 60 | - | 2 | |
| zand | geen | gras | 35 | 28 | 90 | 71 | 2 | 22 |
| zand | maïs | geen | 20 | 21 | 60 | 56 | 2 | 14 |
| zandleem | aardappelen | geen | 25 | 30 | 80 | 90 | 2 | 1 |
| zandleem | geen | gras | - | 44 | - | 111 | | 11 |
| zandleem | maïs | geen | 30 | 35 | 80 | 79 | 2 | 3 |
| zandleem | maïs | tarwe | 25 | - | 80 | - | 2 | |
| zandleem | suikerbieten | geen | - | 30 | - | 90 | | 1 |
| zandleem | tarwe | geen | 30 | 36 | 80 | 81 | 2 | 2 |
| zandleem | tarwe | grasachtig vanggewas | 35 | - | 105 | - | 2 | |
| zandleem | tarwe | bladachtig vanggewas | 40 | - | 90 | - | 2 | |
| leem | aardappelen | geen | - | 30 | - | 78 | | 2 |
| leem | geen | gras | - | 36 | - | 96 | | 23 |
| leem | maïs | geen | - | 30 | - | 89 | | 7 |
| leem | suikerbieten | geen | 20 | 20 | 70 | 70 | 1 | 3 |
| leem | suikerbieten | tarwe | 20 | - | 50 | - | 1 | |
| leem | tarwe | geen | 30 | 31 | 70 | 86 | 1 | 9 |
| leem | tarwe | grasachtig vanggewas | 40 | - | 90 | - | 1 | |
| leem | tarwe | bladachtig vanggewas | 30 | - | 90 | - | 1 | |
| klei | aardappelen | geen | 20 | 30 | 50 | 70 | 1 | 1 |
| klei | geen | gras | - | 41 | - | 103 | | 16 |
| klei | maïs | geen | - | 36 | - | 108 | | 3 |
| klei | suikerbieten | geen | 20 | 35 | 50 | 88 | 1 | 6 |
| klei | suikerbieten | tarwe | 20 | - | 50 | - | 1 | |
| klei | tarwe | geen | 20 | 34 | 50 | 97 | 1 | 12 |

SA1a: simulaties van de NO₃⁻-uitspoeling op basis van 8 proefvelden in Vlaanderen; SA1b: simulaties van de NO₃⁻-uitspoeling voor de meest voorkomende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties per Vlaamse landbouwstreek

In een volgende stap (Tabel 5) werd voor elke bodem-gewas-oogstrestcombinatie het gemiddelde berekend van SA1a en SA1b, gewogen naar het aantal doorgerekende situaties en zijn deze gemiddelde waarden afgerond naar een tental. In uitzonderlijke gevallen werd op basis van expertkennis het NO₃⁻-N-residu met 10 kg verhoogd of verlaagd. Deze laatste NO₃⁻-N-residu's staan in Tabel 5 bij de definitieve waarde voor AF 2.4 (N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011).

Tabel 5: Gewogen gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's (kg NO₃-N ha⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bronnen: N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011)

| Textuur | Oogstrest | Wintergewas | Gewogen gemiddelde op basis van SA1a & b | | Definitieve waarde voor AF 2.4 |
|----------|--------------|-------------|--|--------|--------------------------------|
| | | | AF 1.0 | AF 2.4 | |
| Zand | aardappelen | geen | 20 | 60 | 50* |
| Zand | geen | gras | 29 | 73 | 70 |
| Zand | maïs | geen | 21 | 57 | 60 |
| Zandleem | aardappelen | geen | 27 | 83 | 80 |
| Zandleem | geen | gras | 44 | 111 | 110 |
| Zandleem | maïs | geen | 33 | 79 | 80 |
| Zandleem | maïs | tarwe | 25 | 80 | 80 |
| Zandleem | suikerbieten | geen | 30 | 90 | 90 |
| Zandleem | tarwe | geen | 33 | 81 | 80 |
| Zandleem | tarwe | gras groen | 35 | 105 | 100** |
| Zandleem | tarwe | blad groen | 40 | 90 | 100** |
| Leem | aardappelen | geen | 30 | 78 | 80 |
| Leem | geen | gras | 36 | 96 | 100 |
| Leem | maïs | geen | 30 | 89 | 90 |
| leem | suikerbieten | geen | 20 | 70 | 70 |
| leem | suikerbieten | tarwe | 20 | 50 | 50 |
| leem | tarwe | geen | 31 | 84 | 80 |
| leem | tarwe | gras groen | 40 | 90 | 90 |
| leem | tarwe | blad groen | 30 | 90 | 90 |
| klei | aardappelen | geen | 25 | 60 | 70* |
| klei | geen | gras | 41 | 103 | 100 |
| klei | maïs | geen | 36 | 108 | 100* |
| klei | suikerbieten | geen | 33 | 83 | 80 |
| klei | suikerbieten | tarwe | 20 | 50 | 50 |
| klei | tarwe | geen | 33 | 93 | 90 |

SA1a: simulaties van de NO₃⁻-uitspoeling op basis van 8 proefvelden in Vlaanderen; SA1b: simulaties van de NO₃⁻-uitspoeling voor de meest voorkomende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties per Vlaamse landbouwstreek

* : waarde aangepast op basis van expertkennis

** : gemiddelde waarde (afgerond op tienvoud) tarwe met vanggewas

Van Overtveld *et al.* (2011) berekenden NO₃⁻-N-drempelwaarden voor AF 1.5, 1.9 en 2.1. Figuur 11 geeft aan dat de AF(opp+gr) gelegen zijn tussen 1.3 en 2.1. Omwille van de werkbaarheid werden binnen deze spreidingsbreedte 3 klassewaarden gekozen, waarvoor de overeenkomstige NO₃⁻-N-drempelwaarden werden geïnterpoleerd. Klassewaarde 1.5; 1.9 en 2.1 werden geselecteerd voor situaties met een AF(opp+gr) van respectievelijk 1.3 - < 1.7, 1.7 - 2.0 en 2 - 2.1. Bij de NO₃⁻-N-drempelwaarden in Tabel 6, berekend door Van Overtveld *et al.* (2011) voor AF 1.5, 1.9 en 2.1, overschrijden de gemiddelde NO₃⁻-concentraties in het grond- en oppervlaktewater volgens de modelberekeningen maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter.

Tabel 6: Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) (Bron: Van Overtveld et al., 2011)

| Textuur | Oogstrest | Wintergewas | AF 1.5 | AF 1.9 | AF 2.1 |
|----------|--------------|-------------|--------|--------|--------|
| zand | aardappelen | geen | 34 | 46 | 51 |
| zand | geen | gras | 44 | 57 | 63 |
| zand | maïs | geen | 34 | 44 | 49 |
| zandleem | aardappelen | geen | 47 | 63 | 71 |
| zandleem | geen | gras | 68 | 87 | 97 |
| zandleem | maïs | geen | 50 | 63 | 69 |
| zandleem | maïs | tarwe | 45 | 60 | 68 |
| zandleem | suikerbieten | geen | 51 | 69 | 77 |
| zandleem | tarwe | geen | 50 | 64 | 70 |
| zandleem | tarwe | gras groen | 60 | 80 | 90 |
| zandleem | tarwe | blad groen | 58 | 72 | 79 |
| leem | aardappelen | geen | 47 | 61 | 68 |
| leem | geen | gras | 57 | 75 | 83 |
| leem | maïs | geen | 51 | 68 | 76 |
| leem | suikerbieten | geen | 38 | 52 | 59 |
| leem | suikerbieten | tarwe | 31 | 39 | 44 |
| leem | tarwe | geen | 50 | 65 | 73 |
| leem | tarwe | gras groen | 58 | 72 | 79 |
| leem | tarwe | blad groen | 51 | 69 | 77 |
| klei | aardappelen | geen | 38 | 48 | 53 |
| klei | geen | gras | 63 | 81 | 90 |
| klei | maïs | geen | 62 | 82 | 93 |
| klei | suikerbieten | geen | 51 | 65 | 72 |
| klei | suikerbieten | tarwe | 31 | 39 | 44 |
| klei | tarwe | geen | 55 | 72 | 80 |

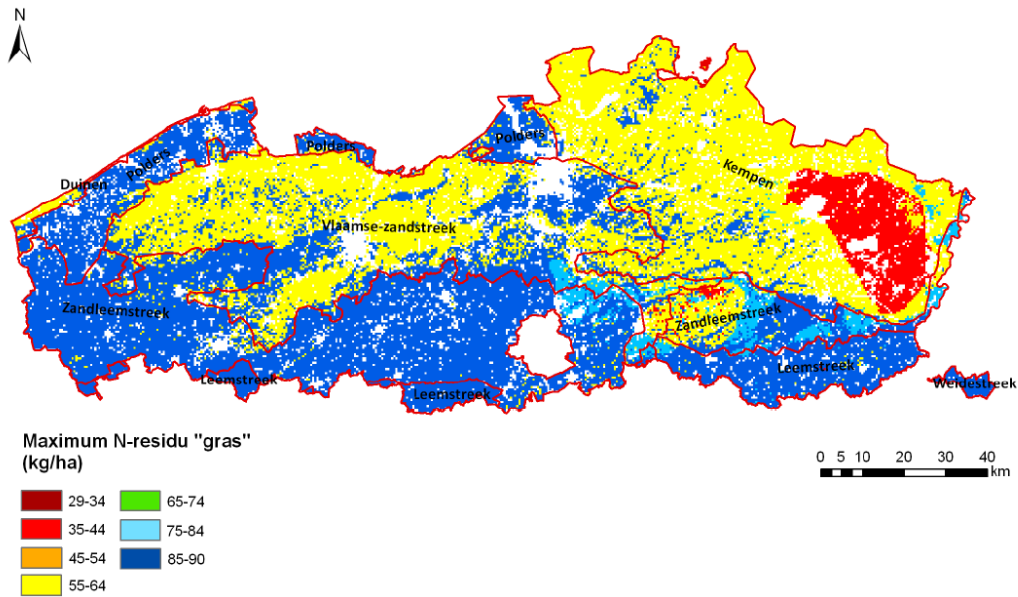
De NO₃⁻-N-drempelwaarden in tabellen 4 tot en met 6 werden berekend zodat de gemiddelde NO₃⁻-concentratie in het oppervlaktewater 29 op 30 jaar lager is dan 50 mg NO₃⁻ per liter. Voor de verschillende teeltrotatie - textuur combinaties en een bepaalde AF-waarde is de drainagehoeveelheid doorheen het bodemprofiel, na het NO₃⁻-N-residu, de belangrijkste parameter die de NO₃⁻-N-drempelwaarden bepaalt. In de tweede droogste winterperiode in Ukkel, nl. 1 oktober 1995 - 31 maart 1996, was de neerslaghoeveelheid slechts 234 mm terwijl de gemiddelde en mediaan neerslaghoeveelheden (1 oktober 1971 - 31 maart 2001) respectievelijk 431 en 425 mm waren. Dit houdt in dat in een jaar met normale weersomstandigheden, de drainagehoeveelheid hoger is en er meer verdunning plaatsvindt.

In Tabel 7 worden voor enkele AF-klassewaarden en in functie van de textuur de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's herleid tot zes teeltgroepen waarbij de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentraties in het grond- of oppervlaktewater maximaal 1 keer in 30 jaar boven de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter gaan. De maximale NO₃⁻-N-residu's variëren van 29 - 63 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ bij AF 1.5 tot 37 - 90 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ bij AF 2.1.

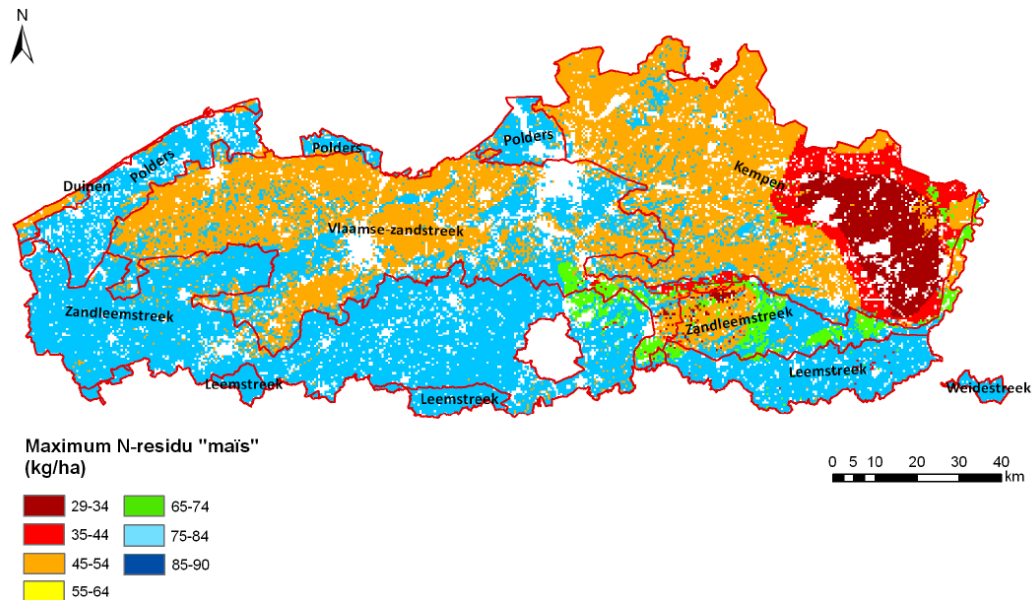
Tabel 7: Gemiddeld maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) in de sperperiode voor zes teeltgroepen zodat de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter overschrijdt voor enkele klassewaarden van attenuatiefactor (AF) en in functie van de textuur (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

| AF-klassewaarde | AF 1.5 | AF 1.9 | AF 2.1 |
|------------------------------------|--------|--------|--------|
| Zandbodems | | | |
| Gras | 44 | 57 | 63 |
| Maïs | 34 | 44 | 49 |
| Granen + vanggewas | 40 | 51 | 57 |
| Bieten | 29 | 38 | 42 |
| Groenten zonder afvoer oogstresten | 30 | 34 | 37 |
| Andere gewassen | 34 | 46 | 51 |
| Niet-zandbodems | | | |
| Gras | 63 | 81 | 90 |
| Maïs | 54 | 71 | 79 |
| Granen + vanggewas | 57 | 73 | 81 |
| Bieten | 40 | 53 | 59 |
| Groenten zonder afvoer oogstresten | 37 | 43 | 46 |
| Andere gewassen | 47 | 62 | 69 |

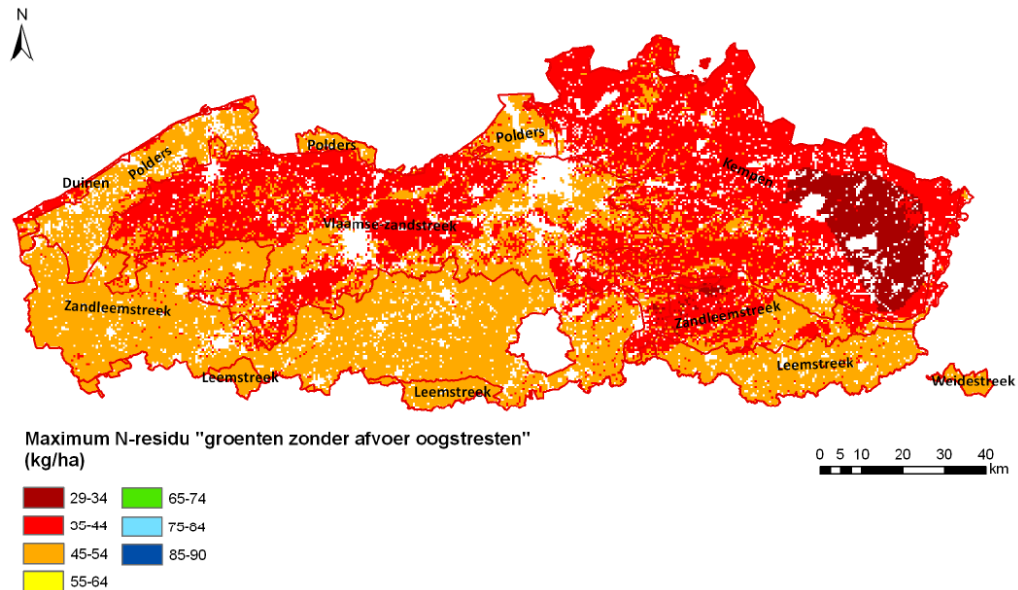
In Figuur 14, Figuur 15 en Figuur 16 worden cartografisch de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's in de sperperiode voor respectievelijk gras, maïs en groenten zonder afvoer van oogstresten gegeven. De maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's werden berekend op basis van de gecombineerde AFopp+gr zodat de gemiddelde jaar-NO₃⁻-concentratie maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO₃⁻ per liter overschrijdt (Van Overtveld *et al.*, 2011). Deze figuren illustreren het belangrijke effect van de AF op de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's in het najaar, maar ook van het effect van N-processen na de oogst, o.a. N-vrijstelling uit de oogstresten van groenten.



Figuur 14: Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor "gras" berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van $50 \text{ mg NO}_3\text{-}$ per liter overschrijdt. De landbouwstreken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)



Figuur 15: Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor "maïs" berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van $50 \text{ mg NO}_3\text{-}$ per liter overschrijdt. De landbouwstreken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)



Figuur 16: Cartografische voorstelling van de maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) in de sperperiode voor "groenten zonder afvoer van oogstresten" berekend op basis van gecombineerde attenuatiefactoren zodat de gemiddelde jaar- $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van $50 \text{ mg NO}_3\text{-}$ per liter overschrijden. De landbouwstroken van Vlaanderen worden weergegeven met rode lijnen (Bron: Van Overtveld *et al.*, 2011)

Door De Waele *et al.* (2017) gebeurden de simulaties van de $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ op -90 cm met het EU-Rotate_N-model voor 23 opeenvolgende winterperiodes (oogst 1992 - 31 maart 2015) voor een zandbodem (81.3% zand, 16.3% leem en 2.4% klei) en niet-zandbodem (7.5% zand, 74.6% leem en 17.9% klei). In Tabel 8 staan de berekende gemiddelden en standaardafwijkingen van de verschillende inputs en outputs van de N-balans vertrekkende van een teeltspecifiek $\text{NO}_3\text{-N-residu}$ tot 90 cm diep (variërend van $13 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ bij suikerbieten tot $88 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ bij aardappelen). Deze teeltspecifieke $\text{NO}_3\text{-N-residu's}$ werden op basis van de gemeten $\text{NO}_3\text{-N-residu's}$ bij optimale bemesting in proefpercelen geselecteerd (D'Haene *et al.*, 2014; De Waele *et al.*, 2017). Alle gesimuleerde N-processen (mineralisatie, N-opname en gasvormige verliezen) en de drainagehoeveelheid worden door de weersomstandigheden tijdens de winterperiode beïnvloed. Zodoende variëren ook de berekende $\text{NO}_3\text{-uitloging}$ en gemiddelde $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ op -90 cm tussen de verschillende jaren. Het berekende effect van de weersomstandigheden tijdens de winter op de gemiddelde $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ op -90 cm is gemiddeld groter bij zand- dan niet-zandbodems. De variatiecoëfficiënt¹³ van de gemiddelde $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ op -90 cm bij zandbodems is voor de 5 teelten gemiddeld 31% (variërend van 21% bij gemaaid grasland tot 60% bij suikerbieten). Bij niet-zandbodems is de variatiecoëfficiënt van de gemiddelde $\text{NO}_3\text{-concentratie}$ op -90 cm gemiddeld 23% (variërend van 13% bij kuilmaïs tot 56% bij suikerbieten). Hierbij dient opgemerkt te worden dat bij niet-zandbodems met een hoger % klei er hogere denitrificatieverliezen kunnen optreden.

¹³ De variatiecoëfficiënt is de standaardafwijking gedeeld door het gemiddelde maal 100.

Tabel 8: Stikstof- (N) balans inputs en outputs gesimuleerd met het EU-Rotate_N model voor een vaste teeltafhankelijke minerale N-hoeveelheid bij de laatste snede voor gemaaid grasland en bij de oogst van kuilmaïs, wintertarwe, suikerbieten en aardappelen (gemiddelde \pm standaardafwijking voor de weercondities van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Bron: De Waele *et al.*, 2017)

| | Gemaaid grasland | Kuilmaïs | Winter-tarwe | Suiker-bieten | Aardappelen |
|---|------------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| Zandbodems | | | | | |
| Minerale N-hoeveelheid oogst (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 29 | 61 | 34 | 13 | 88 |
| Depositie (kg N ha ⁻¹) | 10 | 13 | 16 | 13 | 14 |
| Netto mineralisatie (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 48 \pm 6 | 34 \pm 4 | 48 \pm 6 | 135 \pm 5 | 51 \pm 6 |
| Totale N-opname (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 35 \pm 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Minerale N-hoeveelheid 31 maart (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 17 \pm 3 | 26 \pm 4 | 26 \pm 3 | 31 \pm 6 | 29 \pm 4 |
| Surplus (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 36 \pm 3 | 83 \pm 7 | 73 \pm 7 | 130 \pm 10 | 124 \pm 9 |
| Gasvormige verliezen (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | <1 | <1 | <1 | 45 \pm 30 | <1 |
| Nitraatuitloging (kg N ha ⁻¹ , op 90 cm) | 36 \pm 3 | 83 \pm 7 | 73 \pm 7 | 85 \pm 40 | 124 \pm 9 |
| Drainage (mm) | 292 \pm 69 | 319 \pm 82 | 335 \pm 99 | 308 \pm 82 | 321 \pm 80 |
| NO ₃ ⁻ concentratie (mg NO ₃ ⁻ per liter, op 90 cm) | 57 \pm 12 | 122 \pm 31 | 103 \pm 28 | 129 \pm 77 | 181 \pm 43 |
| Niet-zandbodems | | | | | |
| Minerale N-hoeveelheid oogst (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 29 | 61 | 34 | 13 | 88 |
| Depositie (kg N ha ⁻¹) | 10 | 13 | 16 | 13 | 14 |
| Netto mineralisatie (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 41 \pm 5 | 35 \pm 4 | 45 \pm 6 | 132 \pm 5 | 49 \pm 6 |
| Totale N-opname (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 35 \pm 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Minerale N-hoeveelheid 31 maart (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 21 \pm 4 | 45 \pm 10 | 43 \pm 9 | 61 \pm 24 | 57 \pm 14 |
| Surplus (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | 24 \pm 3 | 64 \pm 12 | 52 \pm 12 | 96 \pm 27 | 95 \pm 18 |
| Gasvormige verliezen (kg N ha ⁻¹ , 0 - 90 cm) | <1 | 1 \pm 0 | 1 \pm 0 | 46 \pm 30 | 1 \pm 0 |
| Nitraatuitloging (kg N ha ⁻¹ , op 90 cm) | 23 \pm 3 | 63 \pm 12 | 51 \pm 12 | 50 \pm 36 | 94 \pm 17 |
| Drainage (mm) | 285 \pm 78 | 280 \pm 79 | 294 \pm 97 | 275 \pm 79 | 271 \pm 77 |
| NO ₃ ⁻ concentratie (mg NO ₃ ⁻ per liter, op 90 cm) | 38 \pm 7 | 104 \pm 13 | 80 \pm 12 | 80 \pm 45 | 159 \pm 21 |

De Waele *et al.* (2017) berekenden de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's¹⁴ bij de oogst bij een AFopp 2.1 zodat de gemiddelde NO₃⁻-concentratie in het oppervlaktewater tijdens de winterperiode (tussen de oogst en 31 maart) in 80% van de jaren lager dan 50 mg NO₃⁻ per liter is (Tabel 9). De maximale NO₃⁻-N-residu's variëren van 1 tot >100 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ bij zandbodems en 38 tot >100 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ bij niet-zandbodems. De maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's zijn 14 tot 22 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ hoger bij niet-zand dan zandbodems, met uitzondering van suikerbieten waar de verschillen groter zijn. Er werd een snellere N-vrijstelling uit de bietenbladeren gesimuleerd bij de zand- dan niet-zandbodems zodat er door de aanwezigheid van de bietenoogstresten een hoger risico op NO₃⁻-N-uitloging is bij zandbodems dan niet-zandbodems.

¹⁴ De NO₃⁻-N-hoeveelheden werden tussen de 0 - 30, 30 - 60 en 60 - 90 cm verdeeld op basis van de NO₃⁻-N-residu's bij de oogst gemeten in de optimaal bemeste plots van proefpercelen. De simulaties gebeurden niet voor vaste NO₃⁻-N-hoeveelheden voor alle teelten, maar voor een range van NO₃⁻-N-hoeveelheden gelinkt aan de landbouwkundige NO₃⁻-N-drempelwaarden.

De hoge maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's van $>100 \text{ kg NO}_3^-$ -N ha^{-1} bij wintertarwe met een vroeg-ingezaaid vanggewas -nl. gele mosterd bemest met $60 \text{ kg totale N ha}^{-1}$ - zijn gelinkt aan gesimuleerde N-opnames door het vanggewas dat $>100 \text{ kg NO}_3^-$ -N ha^{-1} opneemt, waardoor de NO_3^- -N-residu's in de sperperiode laag zijn.

Tabel 9: Maximaal toegelaten nitraatstikstofresidu's (kg NO_3^- -N ha^{-1}) bij de oogst voor vijf teelten zodat de gemiddelde winter- NO_3^- -concentratie in maximaal 20% van de jaren de grens van 50 mg NO_3^- per liter overschrijdt voor attenuatiefactor oppervlaktewater (AFopp) 2.1 (Bron: De Waele *et al.*, 2017)

| | | Zandbodems | Niet-zandbodems |
|------------------|--------------------------|------------|-----------------|
| Gemaaid grasland | | 55 | 73 |
| Kuilmáís | Oogstresten ondergewerkt | 41 | 58 |
| | Vanggewas | 48 | 62 |
| Wintertarwe | Oogstresten ondergewerkt | 37 | 58 |
| | Vanggewas | >100 | >100 |
| Suikerbieten | Oogstresten ondergewerkt | 1 | 38 |
| | Oogstresten afgevoerd | 32 | 54 |
| | Wintertarwe | 14 | 47 |
| Aardappelen | Oogstresten ondergewerkt | 29 | 47 |
| | Vanggewas | 46 | 64 |

Bij de vergelijking van de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's tussen Van Overtveld *et al.* (2011) in Tabel 7 en De Waele *et al.* (2017) in Tabel 9 moet er rekening gehouden worden met verschillen in tolerantiegrenzen en verschillen in de gebruikte methodieken die een effect hebben op de berekende gemiddelde NO_3^- -concentratie op -90 cm en de AFopp-waarde (Tabel 3). Door de verschillende aannames in de gebruikte methodieken zijn de berekende AFopp door Van Overtveld *et al.* (2011) lager dan deze van De Waele *et al.* (2017) (zie Berekende gebieds-afhankelijke attenuatiefactoren oppervlaktewater p. 25 - 27).

De hoogste maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's werden voor grasland en granen met een vanggewas berekend (Tabel 7 en Tabel 9). Zowel grasland als het vroeg-ingezaaid vanggewas na de granen kunnen in het najaar nog relatief veel N opnemen zodat er meer NO_3^- -N in de bodem aanwezig mag zijn dan bij andere teeltrotaties.

De laagste maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's werden voor bieten en groenten berekend aangezien uit hun N-rijke oogstresten in het najaar nog veel N vrijgesteld kan worden die tijdens de winter kan uitloggen. Door De Waele *et al.* (2017) gebeurden de simulaties op basis van een N-inhoud van 160 kg N ha^{-1} in de bietenoogstresten, terwijl er in de andere studie met een gemiddelde N-inhoud van 120 kg N ha^{-1} gerekend werd (N-(eco)², 2002b). De hogere N-inhoud en hogere N-vrijstelling uit de oogstresten resulteerde in erg lage maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's. Een gedeelte van de N vrijgesteld uit bietenbladeren via mineralisatie kan denitrificeren. In de studie van De Waele *et al.* (2017) werd aangenomen dat de bietenbladeren op 10 oktober ingewerkt werden en werd er gerekend met een gemiddelde denitrificatie van 30%. In de literatuur worden cijfers vermeld die schommelen van 10 to 45% (Destain *et al.*, 1990; Olsson & Bramstorp, 1994; de Ruijter & Smit, 2007). Bij hogere denitrificatieverliezen zullen de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's gegeven in Tabel 9 dan ook hoger zijn. Dit geldt tot op zeker niveau ook bij

het later inwerken waarbij een groter gedeelte van de gemineraliseerde N uit de bietenbladeren niet beneden 90 cm zal uitgelooft worden.

De berekende maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's voor maïs en aardappelen of andere teelten liggen tussen de hiervoor vermelde teelten. Het maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu voor maïs is beperkt hoger dan bij aardappelen of andere teelten omdat er na de oogst van maïs eerst N geïmmobiliseerd wordt, terwijl de N uit de oogstresten van aardappelen en andere teelten onmiddellijk via mineralisatie in de bodem terecht komt.

▪ Berekende nitraatstikstofresidudrempelwaarden in functie van een maximale gemiddelde winter-nitraatconcentratie in het oppervlaktewater van 21 mg nitraat per liter

Bij de hiervoor berekende maximale NO_3^- -N-residu's werd er geen rekening gehouden met piek- NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater. Op basis van de EU-Rotate_N-model simulaties van De Waele *et al.* (2017) en de gebiedsdekkende AFopp die door D'Haene *et al.* (2022) berekend werden, werden bij gemiddelde weersomstandigheden tijdens de winter milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden afgeleid waarbij de gemiddelde winterjaar- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater per afstroomzone aan de voorwaarden van de Nitraatrichtlijn en Kaderrichtlijn water, nl. de streefwaarde 18 mg NO_3^- per liter (Anonymus, 2019a), voldoen. Aangezien bij de berekening van de AFopp de meegenomen NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater zich tot de winterperiode met een neerslagsurplus beperkten omwille van de betere correlatie met NO_3^- -concentratie gemeten in het oppervlaktewater tijdens de winter dan een volledig winterjaar was de gemiddelde gewenste winter- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater 21 mg NO_3^- per liter. De gemiddelde winter- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater is immers gemiddeld ongeveer 3 mg NO_3^- per liter hoger dan het winterjaargemiddelde.

De milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden werden voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp)¹⁵ van 2021 - 2022 voor gemiddelde weersomstandigheden en de 23 jaar afzonderlijk berekend (Tabel 10). De NO_3^- -N-drempelwaarden werden voor enkele belangrijke teelten voor zowel zand- als niet-zandbodems becijferd op basis van de gemiddelde AFopp van alle GTopp binnen een gebiedstype zodat de winter- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater van sommige afstroomzones lager dan 21 mg NO_3^- per liter en in andere afstroomzones hoger zal zijn. Dit betekent dat in een afstroomzone met een AFopp 2.5 in GTopp 3 (2021 - 2022) de voorgestelde milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden bij gemiddelde weersomstandigheden tijdens de winter niet voldoende zijn om onder de grens van 21 mg NO_3^- per liter te resulteren, maar in een afstroomzone met een AFopp 3 in GTopp 3 (2021 - 2022) zal de NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater lager zijn dan deze grens.

Aangezien geen simulaties gebeurd zijn voor graspercelen met een NO_3^- -N-residu hoger dan $>100 \text{ kg } \text{NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$ en bij aardappelen $<10 \text{ kg } \text{NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$ zijn de gegeven NO_3^- -N-residu's beperkt tot de spreidingsbreedte 10 - 100 kg $\text{NO}_3^- \text{-N ha}^{-1}$.

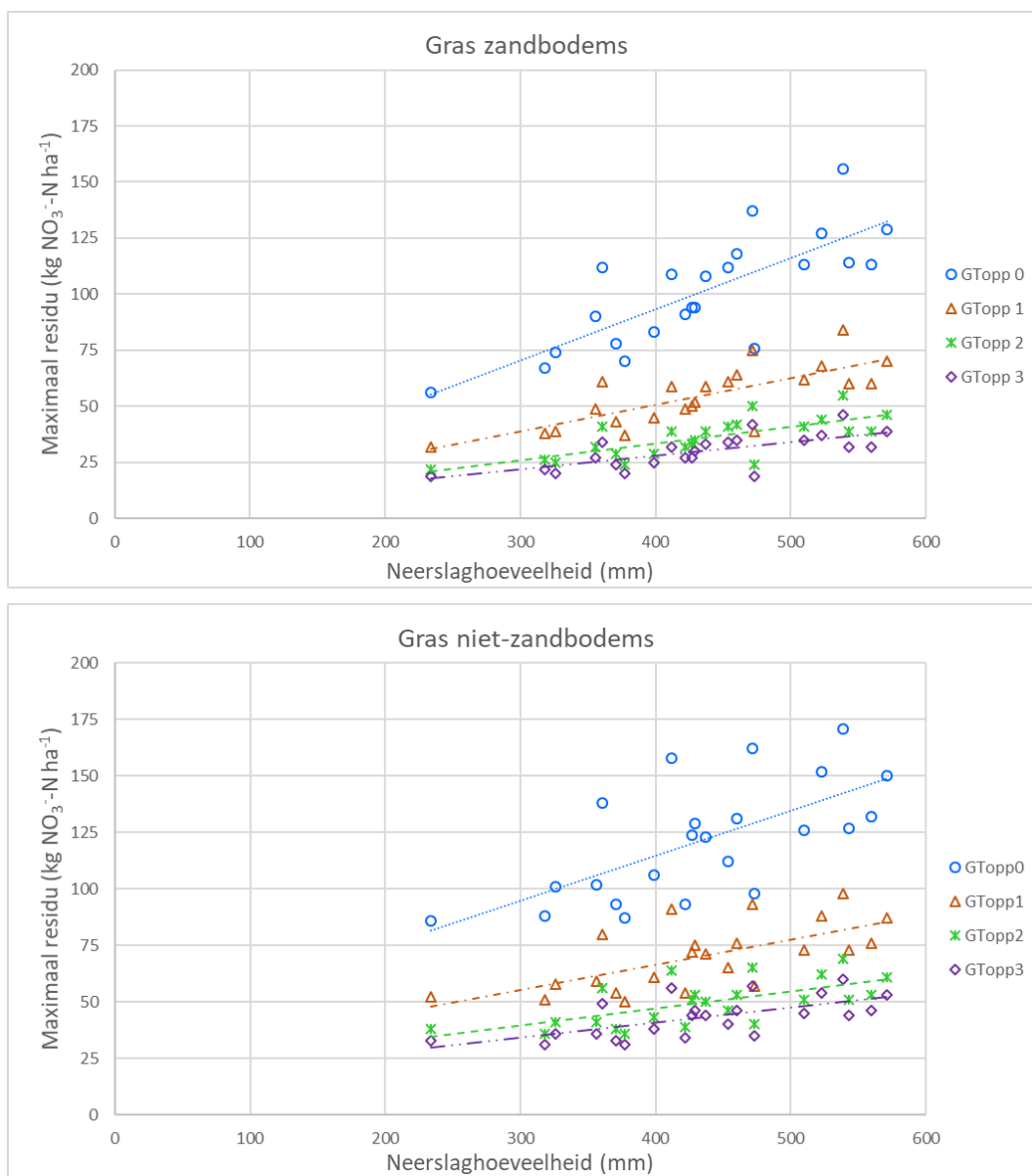
¹⁵ In functie van de waterkwaliteit van het oppervlaktewater wordt elke afstroomzone onderverdeeld in één van de vier gebiedstypes oppervlaktewater. Als vertrekbasis voor de gebiedstype-indeling voor oppervlaktewater, wordt de doelafstand tussen de gemiddelde NO_3^- -concentratie en de streefwaarde van 18 mg NO_3^- per liter bekeken. Gebiedstype oppervlaktewater 0 en 3 hebben respectievelijk de beste en slechtste waterkwaliteit (Anonymus, 2019a).

Tabel 10: Maximale nitraatstikstofresidu's (kg NO₃-N ha⁻¹) in de sperperiode voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties zodat de gemiddelde winter-NO₃⁻-concentraties de grens van 21 mg NO₃⁻ per liter bij gemiddelde weersomstandigheden niet overschrijden voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 – 2022) (Gebaseerd op De Waele *et al.*, 2017; D'Haene *et al.*, 2022)

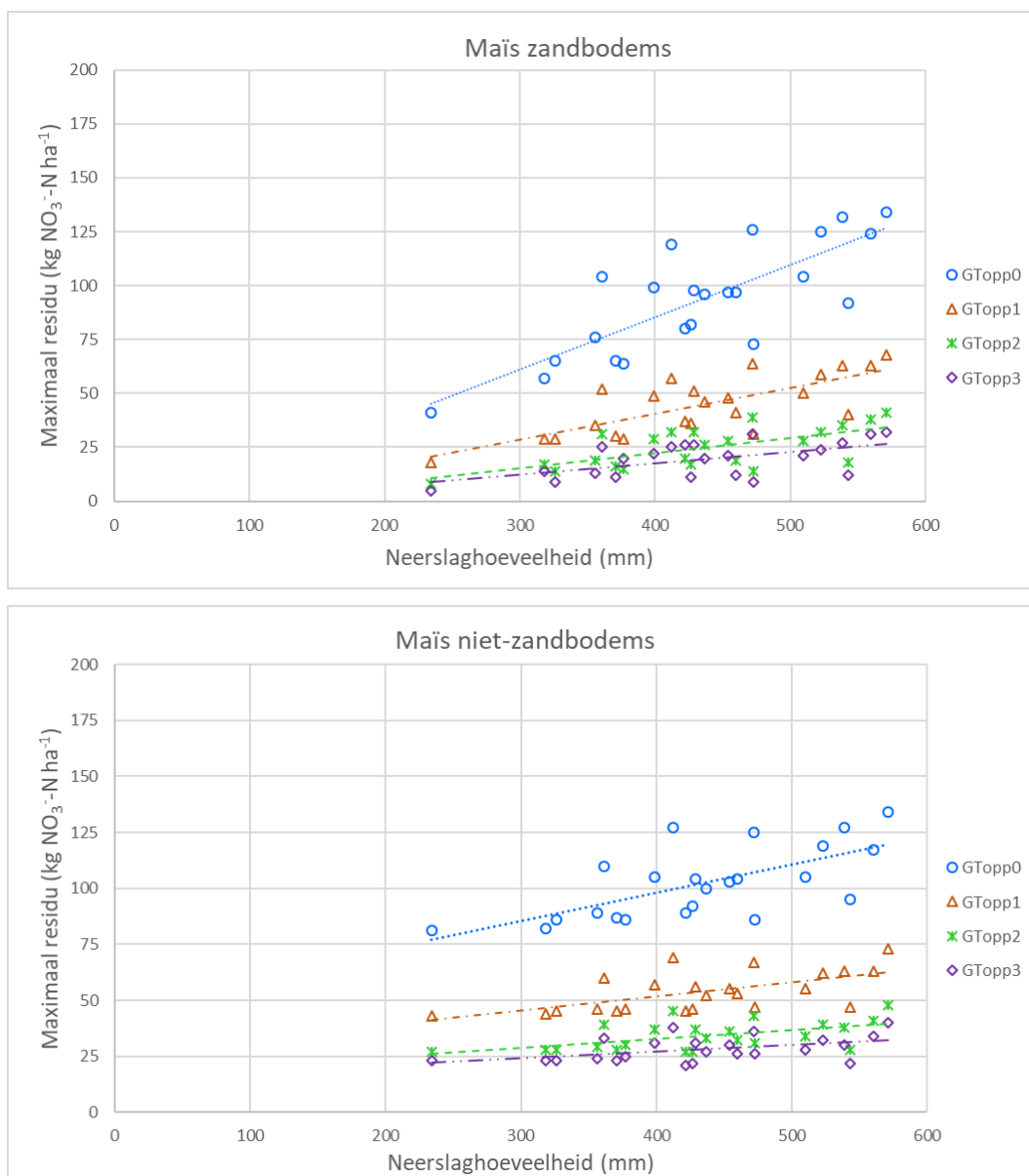
| | GTopp 3 | GTopp 2 | GTopp 1 | GTopp 0 |
|-------------------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| % areaal | 24 | 9 | 26 | 41 |
| Gemiddelde AFopp | 2.7 ± 0.6 | 3.1 ± 1.1 | 4.4 ± 1.5 | 7.6 ± 11.6 |
| Zandbodems | | | | |
| Gras | 30 ± 7 | 36 ± 9 | 55 ± 13 | > 100 ± 25 |
| Mais | 19 ± 8 | 25 ± 9 | 45 ± 14 | 93 ± 26 |
| Granen zonder vanggewas | 15 ± 7 | 20 ± 10 | 41 ± 18 | 94 ± 33 |
| Bieten | <10 ± 0 | <10 ± 0 | <10 ± 4 | 40 ± 24 |
| Bieten met afvoer | <10 ± 5 | <10 ± 8 | 27 ± 14 | 73 ± 26 |
| Aardappelen | <10 ± 6 | 11 ± 9 | 31 ± 13 | 80 ± 25 |
| Niet-zandbodems | | | | |
| Gras | 43 ± 9 | 49 ± 10 | 70 ± 15 | > 100 ± 26 |
| Mais | 28 ± 5 | 34 ± 6 | 54 ± 9 | > 100 ± 16 |
| Granen zonder vanggewas | 27 ± 8 | 33 ± 8 | 55 ± 12 | > 100 ± 23 |
| Bieten | <10 ± 3 | <10 ± 6 | 22 ± 9 | 69 ± 14 |
| Bieten met afvoer | 17 ± 5 | 24 ± 6 | 43 ± 8 | 90 ± 15 |
| Aardappelen | 20 ± 6 | 25 ± 6 | 44 ± 8 | 90 ± 14 |

In Tabel 10 staan enkel drempelwaarden voor granen zonder vanggewas. Na 20 oktober (gemiddelde datum binnen de sperperiode) kan een vanggewas voor de winter nog 10 tot 15 kg N ha⁻¹ opnemen, waardoor de drempelwaarde voor granen met een vanggewas hoger zal zijn.

Het effect van de weersomstandigheden tijdens de winter op de milieukundige NO₃⁻-N-drempelwaarden werd geanalyseerd door de maximale NO₃⁻-N-residu's te becijferen voor 23 afzonderlijke winterperiodes (1992 - 2015) zodat de gemiddelde winter-NO₃⁻-concentratie elk jaar onder de grens van 21 mg NO₃⁻ per liter blijft. In Figuur 17 en Figuur 18 staan de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's voor de 4 GTopp (2021 - 2022) in functie van de neerslaghoeveelheid voor respectievelijk gras en kuilmaïs. De maximale NO₃⁻-N-residu's zijn hoger in jaren met een hogere neerslag- en drainagehoeveelheid. Het effect van de weersomstandigheden op de maximaal toegelaten NO₃⁻-N-residu's is groter bij zand- dan niet-zandbodems en bijgevolg zijn de standaardafwijkingen van de maximale NO₃⁻-N-residu's wijder bij zand- dan niet-zandbodems. Bij zowel de zand- als niet-zandbodems zijn de maximale NO₃⁻-N-residu's bij (zeer) droge weersomstandigheden tijdens de winterperiode duidelijk lager dan deze bij gemiddelde weersomstandigheden.



Figuur 17: Maximale nitraatstikstofresidu's (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) om te voldoen aan 21 mg nitraat per liter voor zand- en niet-zandbodems voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) 2021 - 2022 in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de winter voor gras (Simulaties met EU-Rotate_N-model op basis van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Gebaseerd op De Waele *et al.*, 2017; D'Haene *et al.*, 2022)



Figuur 18: Maximale nitraatstikstofresidu's (kg NO₃-N ha⁻¹) om te voldoen aan 21 mg nitraat per liter voor zand- en niet-zandbodems voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) 2021 - 2022 in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de winter voor kuilmaïs (Simulaties met EU-Rotate_N-model op basis van de winterperiodes van 1992 - 2015) (Gebaseerd op De Waele *et al.*, 2017; D'Haene *et al.*, 2022)

3.4 CONCLUSIE VOOR MILIEUKUNDIGE NITRAATSTIKSTOFRESIDUDREMPEL- WAARDEN

Bij milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden is het de doelstelling om aan een maximale NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater te voldoen. Naast de NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar wordt de NO_3^- -uitspoeling tijdens de winter eveneens beïnvloed door de bodemtextuur en de processen die na de staalname plaatshebben zoals de mineralisatie uit BOS en oogstresten, de N-opname door een nateelt of N-vastlegging in effectieve organische stof (immobilisatie) en gasvormige verliezen. Door vertrekkende van de NO_3^- -N-residu's in de bodem in het najaar met modellen de NO_3^- -concentraties op -90 cm te berekenen, kan ook rekening gehouden worden met de bodemtextuur en de processen die na de staalname plaatsvinden. Eenzelfde gesimuleerde NO_3^- -concentratie op -90 cm kan echter omwille van de uiteenlopende grootte van de attenuatie in de ondergrond en verschillende AF een verschillend effect hebben op de NO_3^- -concentratie van grond- en oppervlaktewater. Zodoende moeten milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor relevante situaties bepaald worden. Relevante situaties zijn combinaties van de belangrijkste teelten en AF's.

Op basis van de beschikbare literatuur is het erg moeilijk om ondubbelzinnig maximale NO_3^- -N-drempelwaarden af te leiden die aan een specifieke milieuvoorwaarde voldoen. Dit heeft te maken met de aannames van de methodieken die in de verschillende studies gebruikt werden om de AF en maximale NO_3^- -N-drempelwaarden te berekenen. Een kort overzicht van de methodieken en verschillen om de AFopp te berekenen, werd in Tabel 1 gegeven. Hierna worden nogmaals de belangrijkste verschillen tussen de 2 methodieken die toelieten om gebiedsdekkende AFopp en maximale NO_3^- -N-drempelwaarden gegeven.

In de eerste methodiek (N-(eco)², 2002b; Van Overtveld *et al.*, 2011) werden er zowel AFopp als AFgr berekend. De afleiding van de milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden gebeurde op basis van 30 opeenvolgende winterperiodes (1 oktober 1971 - 31 maart 2001) met verschillende weersomstandigheden. Bij een geringe neerslag in de winter zullen de totale N-verliezen door drainage geringer zijn dan bij een natte winter (bij een gelijkblijvend NO_3^- -N-residu), maar zal de gemiddelde NO_3^- -concentratie hoger zijn omwille van de geringere verdunning. Daarenboven zit er in de methodiek ook een aanname van de niet-landbouwpercelen binnen het afstroomgebied van een MAP-meetpunt. Er werd echter geen rekening gehouden met mogelijke piekwaarden. Bij de extrapolatie van de AFopp naar gans Vlaanderen konden niet alle verschillen in AFopp van 50 MAP-meetpunten op basis van beschikbare informatie verklaard worden. De extrapolatie gebeurde op basis van de bodemtextuur en redoxpotentiaal in de bovenste filter van het grondwater zodat het effect van gedraineerde percelen wellicht onderschat werd.

Bij de berekening van de AFopp in de tweede methodiek (De Waele *et al.*, 2017; D'Haene *et al.*, 2022) waren de meegenomen NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater gelimiteerd tot de winterperiode met een neerslag-surplus omwille van de betere correlatie met NO_3^- -concentratie gemeten in het oppervlaktewater tijdens de winter dan een volledig winterjaar. Op die manier houdt de methodiek impliciet rekening met de invloed van de snelle afvoer van N uit gedraineerde percelen. De NO_3^- -N-residumetingen waren niet beperkt tot de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten maar waren over de volledige afstroomzones verspreid. De aanname dat de NO_3^- -N-residumetingen en teelten vergelijkbaar zijn binnen en buiten de afstroomgebieden van de MAP-meetpunten wordt door de validatie van de AFopp gestaafd. Er werd geen NO_3^- -uitloging voor de niet-landbouw percelen binnen de afstroomzones berekend, maar de verdunning door niet-landbouwpercelen wordt ondervangen in de AFopp

wat mee verklaart waarom de AFopp-waarden groter zijn dan deze uit de eerste methodiek. De beschikbaarheid van de afzonderlijke simulatieresultaten (op basis van 23 jaar; oogst 1992 - 31 maart 2015) liet toe om maximale NO_3^- -N-residu's te berekenen zodat de gemiddelde winter- NO_3^- -concentraties kleiner of gelijk zal zijn aan 21 mg NO_3^- per liter waarbij rekening gehouden wordt met mogelijke piekwaarden in de NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater tijdens het jaar.

De berekende AFopp van beide methodieken tonen dat er grote regionale en lokale verschillen in grootte van de attenuatieprocessen en AFopp in Vlaanderen zijn.

De maximale NO_3^- -N-residu's worden bij beide methodes door de bodemtextuur beïnvloed. In niet-zandbodems zijn de maximale NO_3^- -N-residu's hoger dan bij zandbodems. Ook de teelt(rotatie) heeft een effect op de maximale NO_3^- -N-residu's. De aanwezigheid van een nateelt laat hogere maximale NO_3^- -N-residu's in de sperperiode toe omdat in het najaar nog N opgenomen kan worden. Zodoende werden de hoogste maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's voor grasland en granen met een vroeg-ingezaaid vanggewas berekend. De laagste maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's werden voor bieten en groenten begroot aangezien uit hun N-rijke oogstresten in het najaar nog veel N vrijgesteld kan worden die tijdens de winter kan uitlogen. De berekende maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's voor andere teelten liggen tussen de hiervoor vermelde teelten.

Omwille van het effect van de grootte van de AFopp, bodemtextuur en teelt(rotatie) werd een breed scala van maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's berekend.

Door Van Overtveld *et al.* (2011) werden voor enkele AF-klassewaarden de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's herleid tot zes teeltgroepen waarbij de gemiddelde jaar- NO_3^- -concentraties in het grond- of oppervlaktewater maximaal 1 keer in 30 jaar boven de grens van 50 mg NO_3^- per liter uitstijgen (Tabel 7). De maximale NO_3^- -N-residu's variëren bij AF 1.5 van 29 tot 44 kg NO_3^- -N ha⁻¹ en 37 tot 63 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor respectievelijk zand- en niet-zandbodems. Bij AF 2.1. (mediaan AFgr) variëren de maximale NO_3^- -N-residu's van 37 tot 63 kg NO_3^- -N ha⁻¹ en 46 tot 90 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor respectievelijk zand- en niet-zandbodems.

Op basis van de AFopp berekend door D'Haene *et al.* (2022) werden de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's op basis van de gemiddelde AFopp van de 4 GTopp (2021 - 2022) berekend zodat de winter- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater bij gemiddelde weersomstandigheden kleiner of gelijk aan 21 mg NO_3^- per liter zouden zijn (Tabel 10). De grootste maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's werden voor GTopp 0 met een gemiddeld hoge AFopp berekend. In GTopp 0 mogen de milieukundige NO_3^- -N-residu's bij gemiddelde weersomstandigheden tijdens de winter voor sommige teelten > 100 kg NO_3^- -N ha⁻¹ zijn. De laagste milieukundige NO_3^- -N-residu's werden voor bieten zonder afvoer van oogstresten berekend (40 en 69 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor respectievelijk zand- en niet-zandbodems). De berekende milieukundige NO_3^- -N-residu's zijn het laagst voor GTopp 3 met een gemiddeld lage AFopp. De milieukundige NO_3^- -N-residu's berekend voor gemiddelde weersomstandigheden tijdens de winter variëren in GTopp 3 van < 10 tot 30 en < 10 tot 43 kg NO_3^- -N ha⁻¹ voor respectievelijk zand- en niet-zandbodems.

De maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's bij (zeer) droge weersomstandigheden tijdens de winterperiode dienen duidelijk lager te zijn dan deze gegeven in Tabel 10 omwille van de geringere verdunning. Daarentegen zullen de totale N-verliezen voor eenzelfde NO_3^- -N-residu hoger zijn bij een natte t.o.v. een droge winter.



4 LANDBOUWKUNDIGE NITRAATSTIKSTOFRESIDUDEMPEL- WAARDEN

4.1 INLEIDING

De NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar zijn niet alleen een indicator van het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winterperiode, maar ook een indicator van de N-bemestingsstrategie. De NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar zijn immers het resultaat van (Hofman *et al.*, 1981):

- Management van de landbouwer vb. N-bemestingshoeveelheid,
- Teeltkeuze,
- Weersomstandigheden,
- Inherente eigenschappen van de bodem vb. bodemtextuur.

De efficiëntie van N-bemesting kan geoptimaliseerd worden door zowel rekening te houden met de opbrengstkwantiteit en -kwaliteit, het risico op N-verliezen als analyses van bodem en mest. Via een gefundeerde, perceelspecifieke bemesting kan zowel de opbrengst als het NO_3^- -N-residu bij de oogst beïnvloed worden. Deze NO_3^- -N-hoeveelheid aanwezig bij de oogst zal, indien geen NO_3^- -uitloging plaatsvindt en indien later in het seizoen geen specifieke maatregelen genomen worden, volledig in het NO_3^- -N-residu in het najaar gemeten worden.

Bij het bepalen van de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor een specifieke teelt wordt er nagegaan wat bij de huidige landbouwpraktijken en normale weersomstandigheden het latent minerale N (N_{\min}) in het bodemprofiel is. Dit latent N_{\min} -residu is de minimale hoeveelheid anorganische N die in het bodemprofiel, in functie van de bewortelingsdiepte van de teelt, aanwezig moet zijn op het ogenblik van de maximale N-inhoud van de teelt (Hofman *et al.*, 1981). Dit is eigenlijk de N_{\min} -hoeveelheid die in de bodem overblijft als er gedurende het groeiseizoen voldoende N_{\min} voor optimale groei aanwezig was.

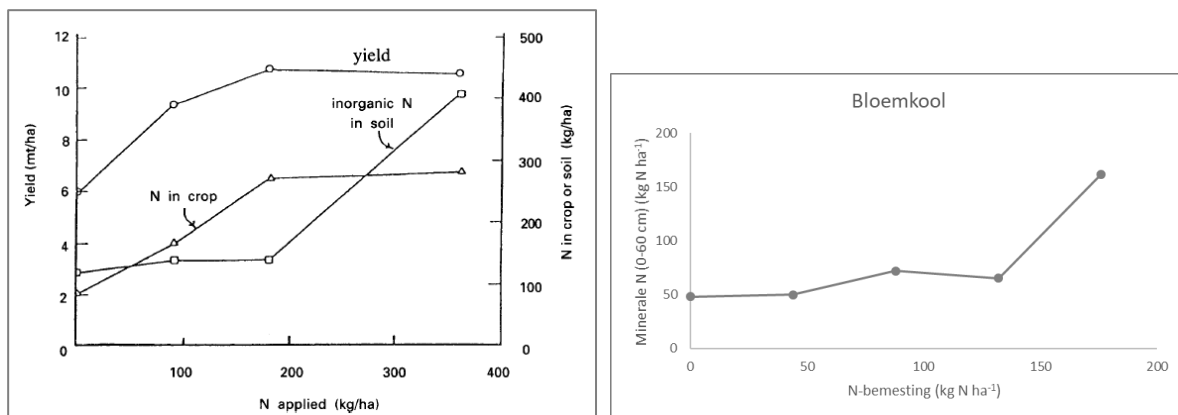
Bij teelten die in het najaar geoogst worden, kunnen op basis van de latente N_{\min} -residu's en rekening houdend met een gemiddelde NO_3^- -N-hoeveelheid tussen de bewortelingsdiepte en 90 cm diep de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden afgeleid worden. Voor vroeggeoogste teelten moeten bij de omrekening van de latente N_{\min} -residu's naar de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden in de sperperiode ook de N-processen na de oogst in aanmerking genomen worden.

4.2 LATENTE MINERALE STIKSTOF

In het bereik van lage naar optimale N-bemestingshoeveelheden en teeltbeschikbare N, hebben de meeste teelten bij de oogst een vrij constant N_{\min} -residu in de bodem (Figuur 19). Die constante N_{\min} -hoeveelheid, gedefinieerd als het latente N_{\min} -residu, wordt beschouwd als de minimale N_{\min} -hoeveelheid die in de bodem tot bewortelingsdiepte nodig is om een optimale groei te garanderen. Bij een hogere N-bemestingsdosis of teeltbeschikbare N stijgt het

N_{\min} -residu voor de meeste teelten steil, waardoor het risico van NO_3^- -uitspoeling na de oogst verhoogt. Dit is het zogenaamde brekpunt in de relatie tussen de N-bemestingshoeveelheid / teeltbeschikbare N en latent N_{\min} -residu (Broadbent & Carlton, 1978; Hofman *et al.*, 1981; Neeteson & Whitmore, 1997).

Stikstoftrappenproeven kunnen helpen om het latent N_{\min} -residu en het brekpunt bij de huidige landbouwpraktijken en normale weersomstandigheden vast te stellen. Omdat de aanwezige hoeveelheid ammonium-N (NH_4^+ -N) in de bodem bij de oogst en in het najaar laag is (Demyttenaere *et al.*, 1990), wordt het latent NO_3^- -N-residu i.p.v. latent N_{\min} -residu bepaald.

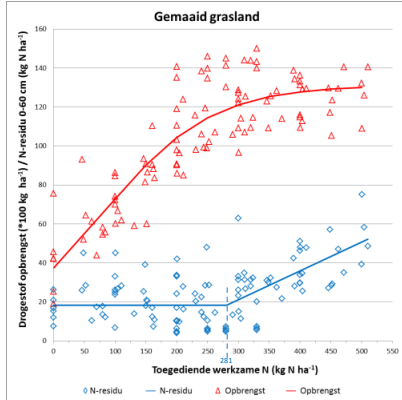


Figuur 19: Links: Opbrengst (Mg ha^{-1}) en stikstofopname (kg N ha^{-1}) door geïrrigeerde korrelmaïs en minerale stikstof in de bodem (kg N ha^{-1}) na de oogst in functie van de N-bemestingsdosis (kg N ha^{-1}) (Californië - 1975) Rechts: Minerale N in de bodem (0 - 60 cm) (kg N ha^{-1}) bij de oogst van bloemkool in functie van de N-bemestingsdosis (kg N ha^{-1}) (Nederland) (Bronnen: Broadbent & Carlton, 1978; Neeteson & Whitmore, 1997).

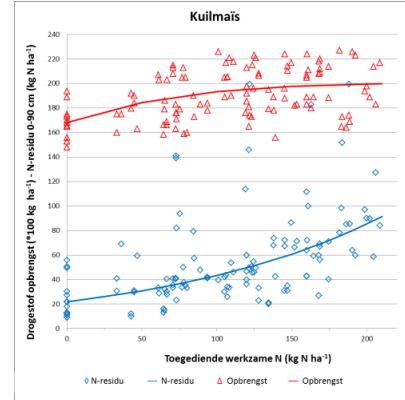
4.3 NITRAATSTIKSTOFRESIDUWAARDEN IN FUNCTIE VAN DE STIKSTOF-BEMESTINGS- OF TEELTBESCHIKBARE STIKSTOFHOEVEELHEID

Door D'Haene *et al.* (2014) werden de resultaten van N-trappenproeven van gemaaid grasland, kuilmaïs, winter-tarwe, suikerbieten en aardappelen opnieuw geanalyseerd. De N-bemesting gebeurde breedwerpig en voor de start van de teelt met uitzondering van grasland en wintertarwe waar de N-bemesting in verschillende fracties werd toegediend. Voor elke teelt berekenden ze op basis van de gebundelde data van verschillende N-trappenproeven een dosis-responscurve voor het NO_3^- -N-residu en de opbrengst t.o.v. toegediende werkzame N-hoeveelheid (Figuur 20 - Tabel 11). Op te merken valt dat de N-trappenproeven hoofdzakelijk éénjarige proeven zijn. In meerjarige proeven zullen de dosis-responscurves voor opbrengst wijzigen (Nevens & Reheul, 2001).

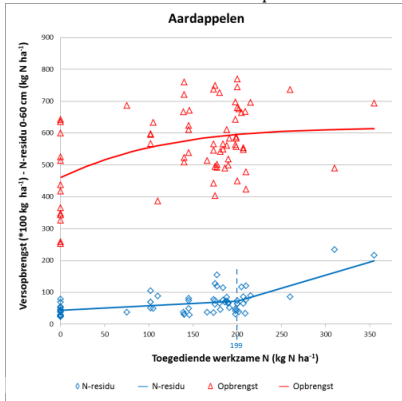
$$\text{Drogestofopbrengst} = \frac{13.1}{1 + \exp(0.92 - 0.011 \cdot N)}$$



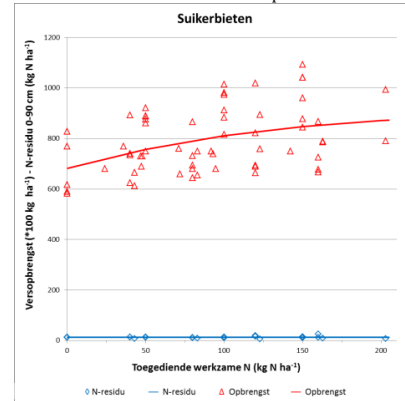
$$\text{Drogestofopbrengst} = \frac{20.1}{1 + \exp(-1.61 - 0.015 \cdot N)}$$



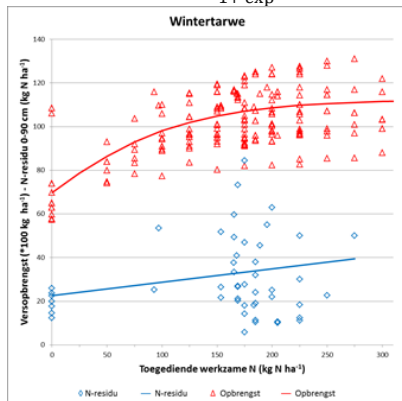
$$\text{Versopbrengst} = \frac{61.8}{1 + \exp(-1.07 - 0.011 \cdot N)}$$



$$\text{Versopbrengst} = \frac{90.9}{1 + \exp(-1.09 - 0.010 \cdot N)}$$



$$\text{Versopbrengst} = \frac{11.2}{1 + \exp(-0.49 - 0.013 \cdot N)}$$



Figuur 20: Dosis-responscurves van opbrengst (drogestofopbrengst voor grasland en kuilmáís en versopbrengst voor wintertarwe, suikerbieten en aardappelen) en (segmenteerde) lineaire regressie (en exponentiële regressie voor kuilmáís) van de minerale stikstofhoeveelheid tot bewortelingsdiepte in functie van de hoeveelheid toegediende werkzame stikstof (N) (Bron: D'Haene *et al.*, 2014)

Tabel 11: Latent nitraatstikstof- (NO_3^- -N) residu (voor het breekpunt) (bewortelingsdiepte en 0 - 90 cm) bij de oogst en NO_3^- -N-residu's (kg NO_3^- -N ha^{-1}) gemeten in de sperperiode bij de algemene staalnamecampagne (gemiddelde \pm standaarddeviatie (gemidd. \pm stdev.) en spreiding) en de beheersovereenkomsten (BO) (gemidd. \pm stdev. en spreiding) (2007 - 2016) (Gebaseerd op D'Haene *et al.*, 2014; 2018b & 2019; VLM, 2016 & 2017)

| | Latent nitraatstikstofresidu | | Gemeten nitraatstikstofresidu (0 - 90 cm) (2007 - 2016) | | | |
|-------------------------|------------------------------|-----------|---|--|----------------------|--|
| | Bewortelings- diepte | 0 - 90 cm | Algemene staalnamecampagne | | BO | |
| | | | Gemidd. \pm stdev. | Spreiding tussen jaren (min. - max. jaargemiddelde) | Gemidd. \pm stdev. | Spreiding tussen jaren (min. - max. jaargemiddelde) |
| (Gemaaid) grasland* | 18 \pm 15 | 29 | 48 \pm 10 | 36 - 70 | 33 \pm 5 | 25 - 44 |
| Maïs** | 55 - 61 | 55 - 61 | 81 \pm 16 | 62 - 115 | 54 \pm 12 | 38 - 75 |
| Wintertarwe** | 32 - 33 | 32 - 33 | 70 \pm 16 | 51 - 96 | 39 \pm 9 | 27 - 52 |
| Bieten*** | 13 \pm 4 | 13 | 45 \pm 10 | 31 - 60 | 32 \pm 8 | 23 - 45 |
| Aardappelen | 72 \pm 29 | 88 | 109 \pm 23 | 82 - 156 | 64 \pm 15 | 48 - 90 |
| Prei | 27 \pm 15 | 52 | 128 \pm 45 | 62 - 226 | / | / |
| Bloemkool | 22 \pm 13 | 47 | 114 \pm 39 | 62 - 186 | / | / |
| Spruitkool | 10 \pm 2 | 10 | 33 \pm 10 | 22 - 54 | 24 \pm 8 | 15 - 38 |
| Lichte alternatieve sla | 15 \pm 8 | 45 | / | / | / | / |
| Zware alternatieve sla | 16 \pm 9 | 46 | / | / | / | / |
| Spinazie | 7 \pm 3 | 57 | / | / | / | / |
| Wortelen** | 31 - 32 | 56 - 57 | / | / | / | / |

*: gemaaid grasland voor latent nitraatstikstofresidu - gemaaid en begraaasd grasland voor de gemeten nitraatstikstofresidu's

** : de residu's bij de bemestingsnormen voor zand- en niet-zandpercelen

***: constant nitraatstikstofresidu

De gesegmenteerde lineaire regressies van *gemaaid grasland* vertoonden een latent NO_3^- -N-residu van 18 ± 15 kg N ha^{-1} (0 - 60 cm) en een breekpunt bij 281 ± 84 kg toegediende werkzame N ha^{-1} (Figuur 20), maar zelfs tot 500 kg toegediende werkzame N ha^{-1} blijft het latent NO_3^- -N-residu onder de 50 kg N ha^{-1} . Het lage latent NO_3^- -N-residu voor gemaaid grasland kan worden verklaard door het vermogen van grasland om efficiënt N te blijven opnemen zelfs bij hoge N-bemestingshoeveelheden (ten Berge *et al.*, 2002). Voor begraaasd grasland is theoretisch dit latent NO_3^- -N-residu gelijk aan gemaaid grasland, maar door de achtergelaten uitwerpselen zal dit NO_3^- -N-residu gemiddeld hoger zijn. De bezettingsgraad alsook het einde van de begrazingsperiode spelen hierbij een belangrijke rol.

Voor *kuilmaïs* stijgt het NO_3^- -N-residu exponentieel in functie van de toegediende werkzame N. De bemestingsnorm werkzame N voor kuilmaïs in Vlaanderen is respectievelijk 135 kg N ha^{-1} en 150 kg N ha^{-1} voor zand- en niet-zandbodems, wat overeenkomt met een NO_3^- -N-residu van ongeveer 55 tot 61 kg N ha^{-1} (D'Haene *et al.*, 2014).

Voor *aardappelen* werd een breekpunt berekend bij 199 ± 77 kg toegediende werkzame N ha^{-1} . Het latente NO_3^- -N-residu bij het breekpunt was ongeveer 72 ± 29 kg N ha^{-1} (0 - 60 cm) en het NO_3^- -N-residu neemt na de knik sterk toe (D'Haene *et al.*, 2014). Aangezien het loof enkele weken voor de oogst afgedood wordt, werd er in het NO_3^- -N-residu reeds een deel van de N uit de bladeren opgemeten.

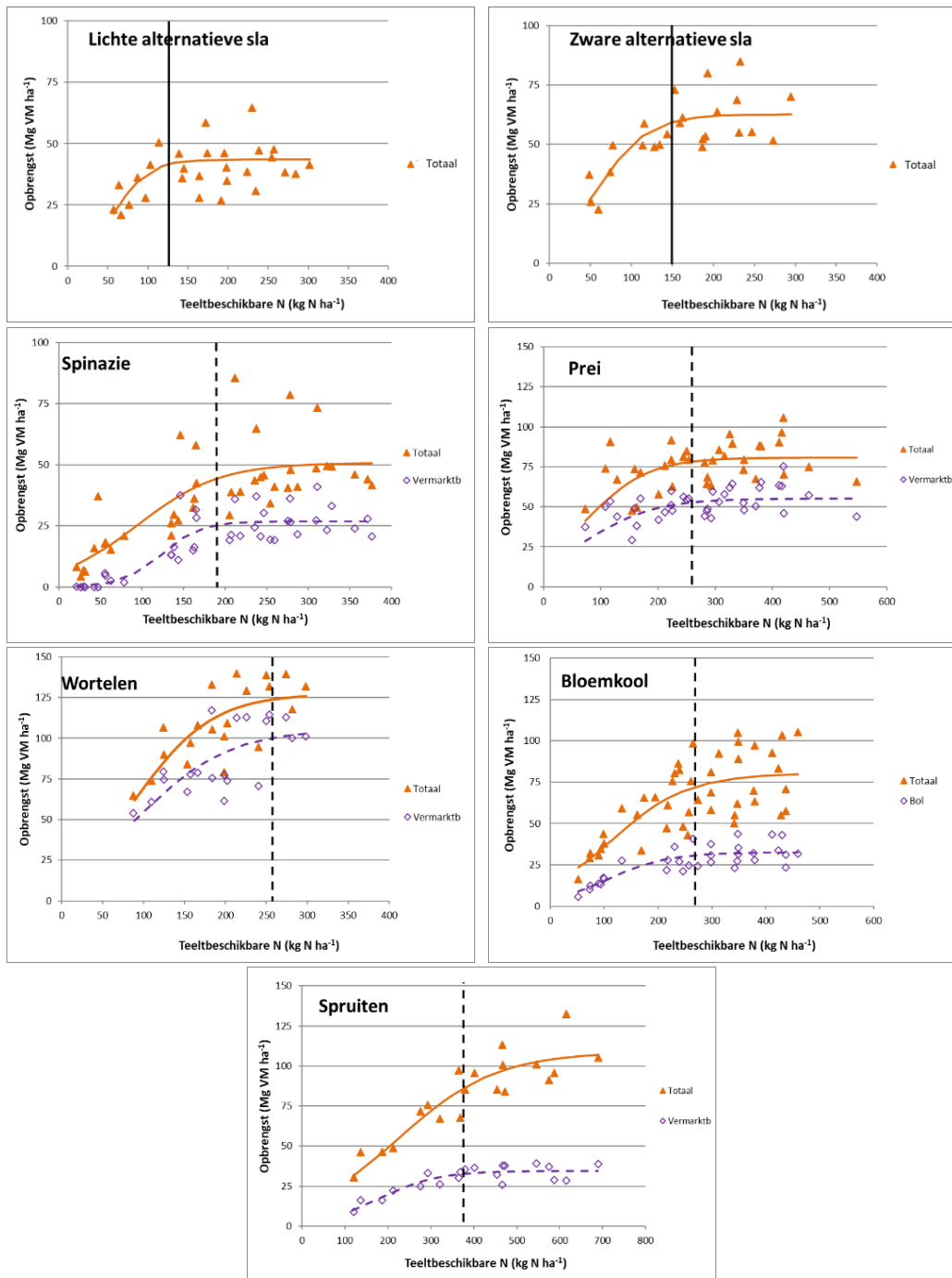
Het latente NO_3^- -N-residu voor *suikerbieten* was laag en constant over het gehele bereik onder studie ($13 \pm 4 \text{ kg N ha}^{-1}$) (D'Haene *et al.*, 2014).

Voor *wintertarwe* werd een continue maar kleine toename van het NO_3^- -N-residu in functie van de toegediende werkzame N gevonden. De huidige bemestingsnormen werkzame N voor wintertarwe (tussen 160 kg N ha^{-1} en 175 kg N ha^{-1} op zand- en niet-zandbodems, respectievelijk) resulteren in een laag latent NO_3^- -N-residu (32 en 33 kg N ha^{-1}) (D'Haene *et al.*, 2014). Op te merken valt dat de latente NO_3^- -N-residu's gegeven zijn bij de oogst en zeker niet als dusdanig kunnen geconfronteerd worden met de NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode.

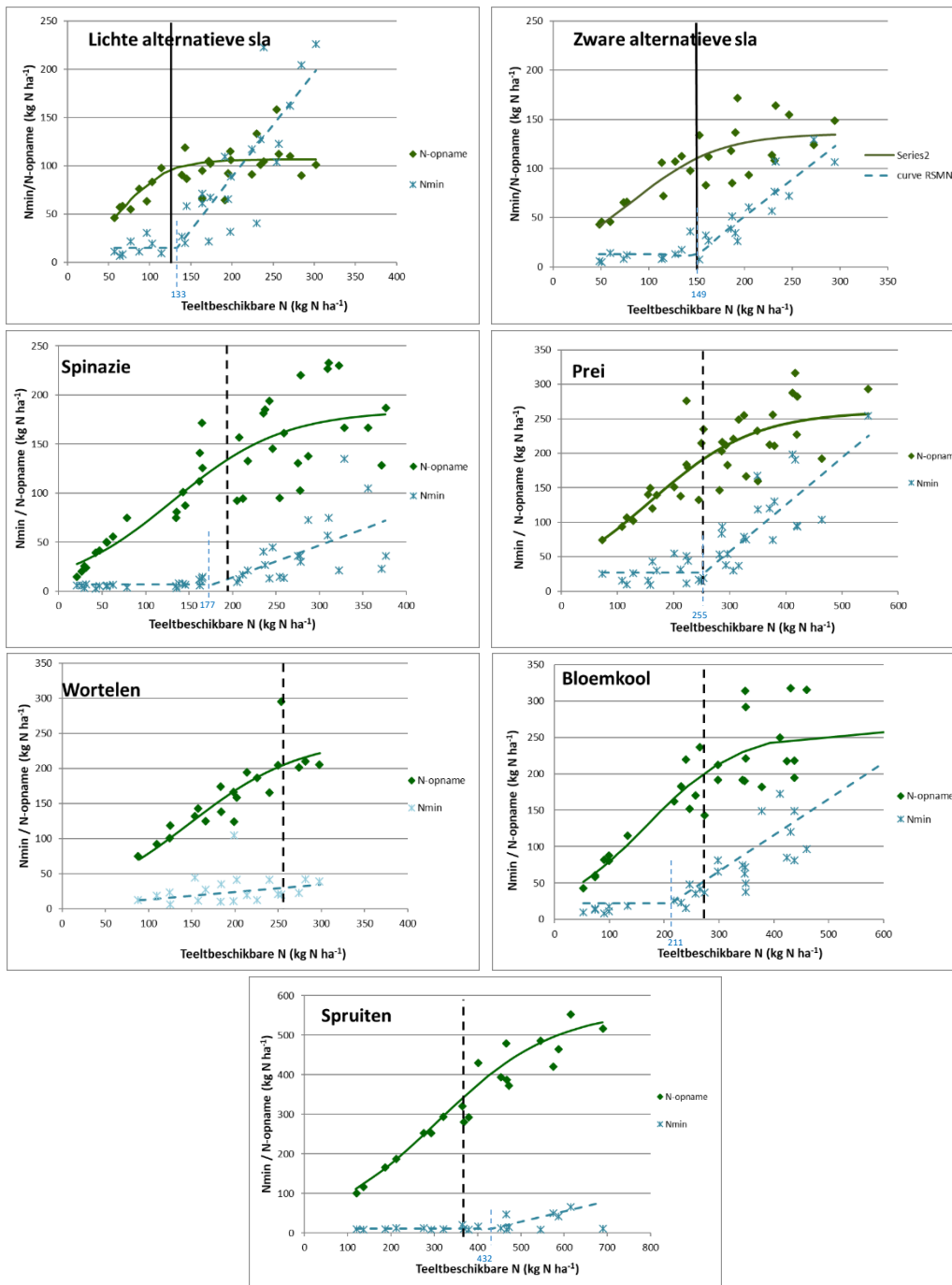
Voor de *groenteteelten alternatieve sla, spinazie, prei, wortelen, bloemkool en spruiten* werden er tussen 2009 en 2016 N-trappenproeven aangelegd. Er werden bij voorkeur percelen met een laag tot gemiddeld BOS-gehalte en zonder oogstresten van een vanggewas of voorteelt geselecteerd. De N-bemesting gebeurde breedwerpig en op basis van het N-expert-systeem (vroeger KNS-systeem genoemd) van Feller *et al.* (2011) aangepast aan Vlaamse omstandigheden (Coopman *et al.*, 2014). Voor alternatieve sla en prei werden de proeven aangelegd met versmarktrassen, terwijl bij de andere groenteteelten industrierrassen werden geteeld.

Voor elke groenteteelt werd op basis van de gebundelde data van verschillende N-trappenproeven een dosis-responscurve voor het NO_3^- -N-residu en de opbrengst t.o.v. teelbeschikbare N-hoeveelheid berekend (Figuur 21). De dosis-responscurves werden in functie van de teelbeschikbare N-hoeveelheid i.p.v. toegediende werkzame N-hoeveelheid opgemaakt zoals bij de akkerbouw- en voederteleuten omdat bij groenten de minerale N-hoeveelheid bij de start en de N-hoeveelheid die via mineralisatie ter beschikking komt relatief belangrijker zijn (D'Haene *et al.*, 2018b & 2019). De verticale volle en stippellijnen in Figuur 21 geven respectievelijk 95 % van de gefitte gemiddelde maximale totale en vermarktbaar opbrengst. Het selecteren van 95 % in plaats van 100 % van de maximale opbrengst als basis voor de optimale teelbeschikbare N wordt gezien als een conservatieve benadering die ook met de milieurisico's rekening houdt (Hochmuth *et al.*, 2014).

Voor alle groenten, met uitzondering van wortelen, kon een significante gesegmenteerde lineaire regressie tussen de teelbeschikbare N-hoeveelheid en NO_3^- -N-residu's berekend worden (Figuur 22). De gesegmenteerde lineaire regressies vertoonden een breekpunt tussen 133 en $432 \text{ kg beschikbare N ha}^{-1}$, afhankelijk van de groente. Het latente NO_3^- -N-residu in de bodem tot bewortelingsdiepte was laag en varieerde tussen 7 ± 3 en $27 \pm 15 \text{ kg N ha}^{-1}$, afhankelijk van de groenteteelt (Figuur 22 - Tabel 11) (D'Haene *et al.*, 2018b & 2019). Dit in tegenstelling tot het gevoel bij sommige groenteteelers dat voor groenten een hoog NO_3^- -N-residu in de bodem bij de oogst bij groenten onvermijdbaar is omwille van de beperkte bewortelingsdiepte en vaak tijdens de vegetatieve groei geoogst wordt (Schenk, 2006; D'Haene *et al.*, 2018b & 2019). De latente NO_3^- -N-residu's tot 90 cm , gegeven in Tabel 11 zijn, uitgezonderd voor wortelen duidelijk lager dan de vermelde NO_3^- -N-residu's in het KNS-rapport (Coopman *et al.*, 2014).



Figuur 21: Totale en vermarktbaar opbrengst dosis-responscurves (Mg versmassa (VM) opbrengst ha⁻¹) in functie van de teeltbeschikbare stikstof- (N) hoeveelheid (kg N ha⁻¹). De verticale volle en streepjeslijn duiden respectievelijk op 95 % van de maximale totale en vermarktbaar opbrengst gebaseerd op modelberekening (Bronnen: D’Haene *et al.*, 2018b & 2019).



Figuur 22: Totale stikstof- (N) opname dosis-responscurves (kg N ha⁻¹) (volle lijn) en (gesegmenteerde) lineaire regressie van het nitraatstikstofhoeveelheid tot bewortelingsdiepte bij de oogst (kg N ha⁻¹) (stippellijn) in functie van de teeltbeschikbare N-hoeveelheid (kg N ha⁻¹). De verticale volle en streepjeslijn duiden respectievelijk op 95 % van de maximale totale en vermarktbaar opbrengst gebaseerd op modelberekening (Bronnen: D'Haene *et al.*, 2018b & 2019).

Het is opmerkelijk dat de teeltbeschikbare N-hoeveelheid aan het breekpunt bij de meeste groenten weinig verschilt van de nodige teeltbeschikbare N-hoeveelheid om 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst te bekomen (Figuur 22). Voor prei, spinazie en wortelen was het verschil in teeltbeschikbare N-hoeveelheid <25 kg N ha⁻¹ voor de twee benaderingen, terwijl voor lichte en zware alternatieve sla een verschil van 32 - 35 kg teeltbeschikbare N ha⁻¹ werd berekend. Voor lichte alternatieve sla met een lage N-opname was een lagere teeltbeschikbare N-hoeveelheid nodig voor 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst dan bij het breekpunt, terwijl bij zware alternatieve sla met een hogere N-opname het omgekeerde werd vastgesteld. De berekende teeltbeschikbare N-hoeveelheid om 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst te bekomen bij spruitkool was 52 kg N ha⁻¹ lager dan bij het breekpunt. Dit geeft aan dat N-overbemesting bij spruitkool niet zal leiden tot een hoger NO₃⁻-N-residu bij de oogst, ondanks de grote plantafstand in en tussen de rijen (40 en 70 cm). Enkel bloemkool met een kort groeiseizoen en lage plantdichtheid lijkt een probleemgroente te zijn (D'Haene *et al.*, 2018b & 2019). Hierbij wordt een abstractie gemaakt van mogelijke problemen bij het achterlaten van N-rijke oogstresten. De N-inhoud van oogstresten van groenten kan zeer hoog zijn door N-luxeconsumptie bij N-overbemesting (Agneessens *et al.*, 2014a & b; D'Haene *et al.*, 2018b & 2019).

4.4 GEMETEN NITRAATSTIKSTOFRESIDUWAARDEN IN HET NAJAAR

Door verschillen in bewortelingsdiepte, groeifase (vegetatieve of reproductieve fase), etc. zijn er tussen teelten verschillen in de NO₃⁻-N-residu's gemeten in de sperperiode tussen 1 oktober en 15 november¹⁶. De laagste NO₃⁻-N-residu's werden opgetekend bij bieten en grasland, gevolgd door graangewassen (Figuur 23). Hogere NO₃⁻-N-residu's kwamen voor bij maïs en de hoogste NO₃⁻-N-residu's werden bij groenten en aardappelen gemeten (VLM, 2021).

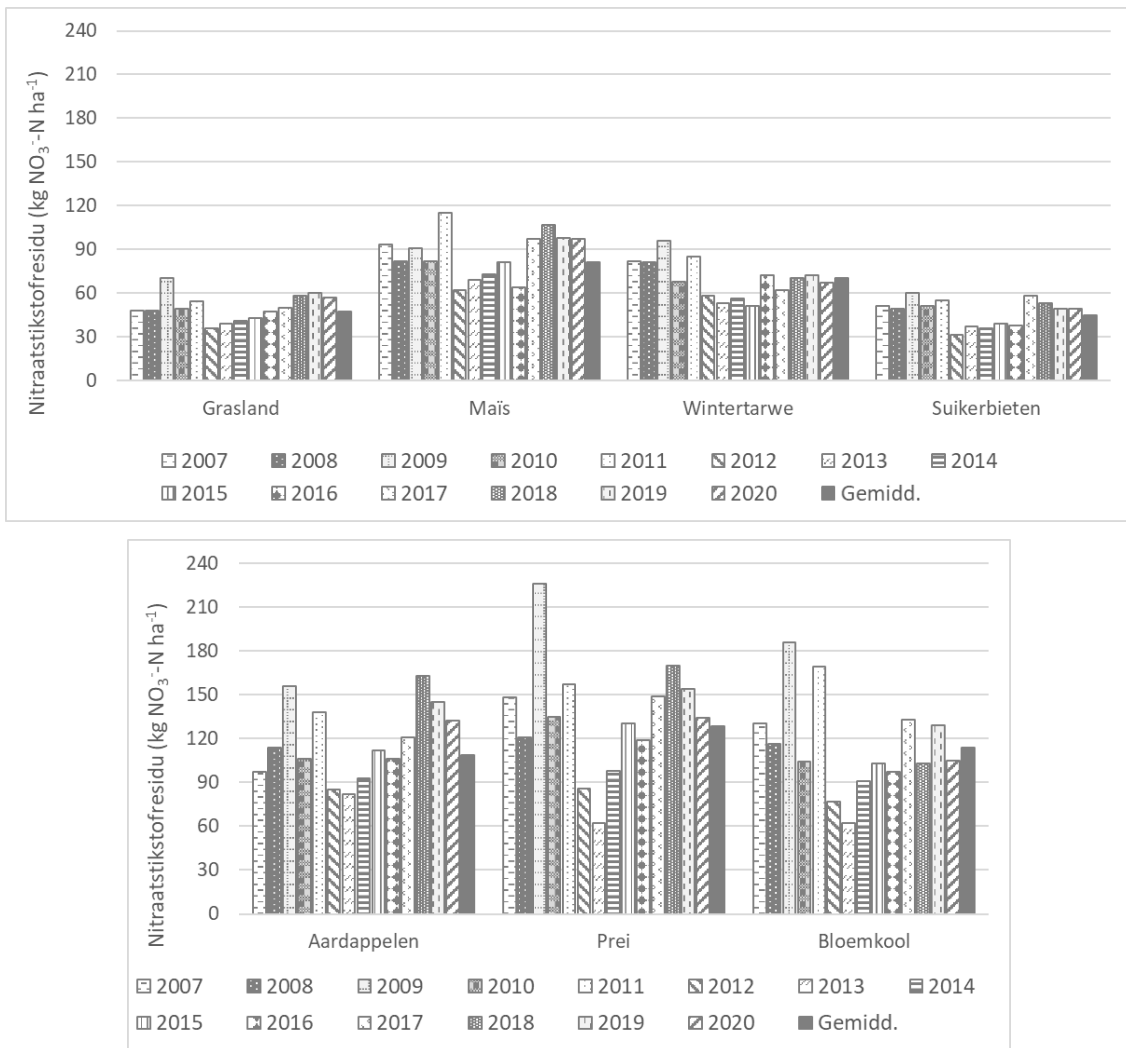
De hogere gemeten NO₃⁻-N-residu's voor suikerbieten in vergelijking met de berekende latente NO₃⁻-N-residu's zijn het gevolg van N-vrijstelling via mineralisatie uit suikerbietenbladeren op sommige praktijkpercelen (Tabel 11).

Het gemiddelde van de gemeten NO₃⁻-N-residu's bij groenten zijn hoger dan de latente NO₃⁻-N-residu's. Omwille van de late oogst (tijdens en soms na de sperperiode) en de oogst in de vegetatieve fase zonder afrijping is er nood aan voldoende N in de bodem om kwaliteitsvolle groenten te oogsten. De verplichte adviezen bij groenten van groep 1 en 2, die voor bijbemesting vaak 0 zijn, wijzen er echter op dat de basisbemesting die door telers gegeven wordt onvoldoende de N-vrijstelling via mineralisatie uit BOS en oogstresten in rekening brengt. Bovendien laten bloemkool en spruitkool op het perceel veel oogstresten achter die na de oogst kunnen mineraliseren met hoge N-vrijzetting (>100 kg N ha⁻¹) tot gevolg (Chaves *et al.*, 2007; Agneessens *et al.*, 2014a). In de zomer en vroege herfst komt 60 tot 80 % van de N aanwezig in oogstresten van groenten de eerste weken na inwerking vrij (De Neve & Hofman, 1996; De Neve, 2017).

Om de NO₃⁻-N-residu's bij de oogst van granen, die in de zomer geoogst worden, om te rekenen naar NO₃⁻-N-residu's in het najaar worden er, afhankelijk van de omstandigheden (wel of geen nateelt), tot enkele tientallen kg

¹⁶ Het aantal bemonsterde percelen in de sperperiode is van ±8700 in 2007 naar ±25000 in 2020 gestegen.

N ha⁻¹ bijgeteld (Dautrebande *et al.*, 2001; Wittouck *et al.*, 2011; D’Haene *et al.*, 2014; De Waele *et al.*, 2014 & 2017). Maar aangezien de vroege inzaai van een vanggewas en bijgevolg een hoge N-opname mogelijk is, kunnen er bij graangewassen lage NO₃⁻-N-residu’s in de sperperiode gemeten worden.

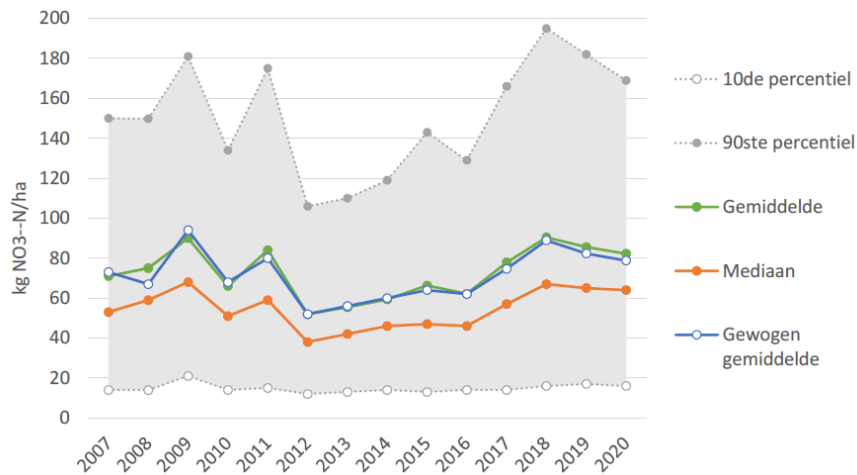


Figuur 23: Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) (0 - 90 cm) van grasland, maïs, wintertarwe, suikerbieten, aardappelen, prei en bloemkool (2007 - 2020) (Bron: VLM)

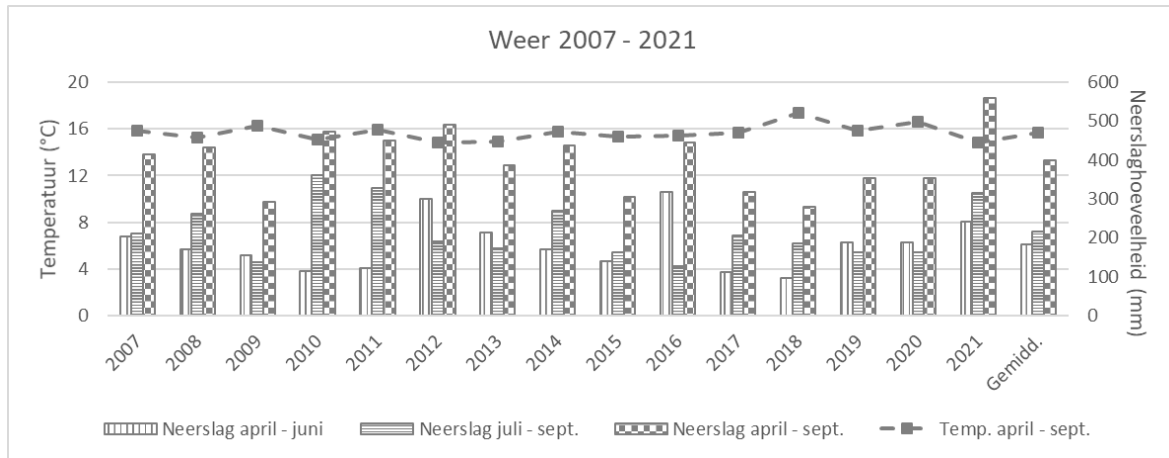
De gemeten NO₃⁻-N-residu’s worden eveneens door de weersomstandigheden beïnvloed. De NO₃⁻-N-residu’s gemeten in de sperperiode tijdens de stalnamecampagnes van de Mestbank in 2007 tot 2020 worden in Figuur 24 voorgesteld. Naast de evolutie van het gemiddelde NO₃⁻-N-residu, de mediaan, de 10^{de} en 90^{ste} percentielwaarde, is eveneens de evolutie van het gewogen gemiddelde NO₃⁻-N-residu weergegeven, waarbij wordt gewogen naar de arealen van de gewassen in Vlaanderen (VLM, 2021). De droge en warme weersomstandigheden in de loop van het

groeiseizoenen sinds 2017 (Figuur 25) hebben geleid tot teeltschade of oogstmislukking en lagere N-opname door de teelten en bijgevolg hogere NO_3^- -N-residu's. Dit was wellicht nog meer het geval in 2018. Zoals ook uit de statistische analyse van de NO_3^- -N-residu's van 2011 tot en met 2016 bleek (Anonymus, 2018), is het effect van de neerslaghoeveelheid van de lente (april - juni) hoger dan deze van de zomer (juli - september) (Figuur 26). Nog een iets betere correlatie voor het verband tussen de NO_3^- -N-residu's en de neerslaghoeveelheid werd vastgesteld met de neerslaghoeveelheid van de lente plus zomer.

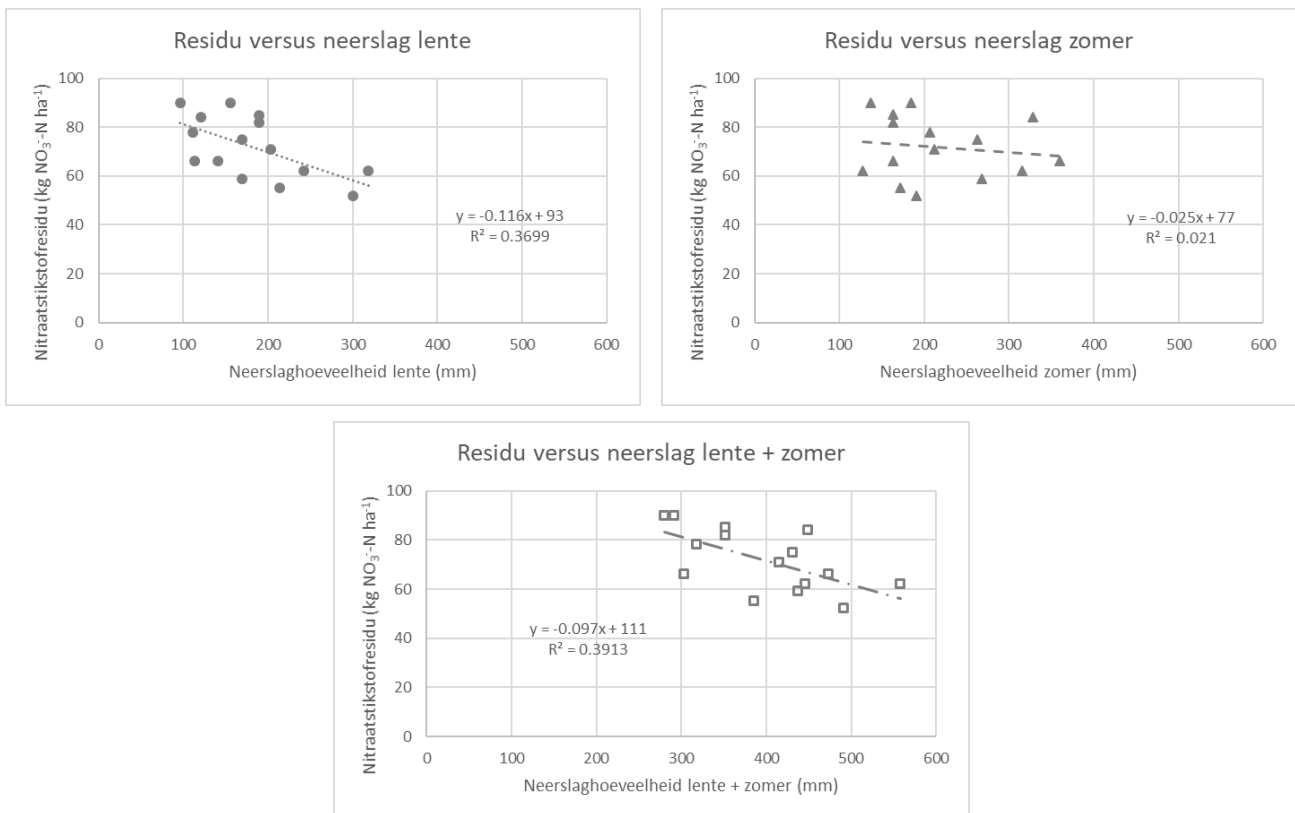
Daarnaast heeft de aanpak van de staalnamecampagnes sinds 2011, waarbij opvolgstalen genomen worden n.a.v. een te hoog NO_3^- -N-residu in het voorgaande jaar, een invloed op het globale (gewogen) gemiddelde NO_3^- -N-residu. Het opvolgingsysteem, met bedrijfsevaluaties van het NO_3^- -N-residu, heeft er toe geleid dat het aandeel opvolgpercelen aanzienlijk is toegenomen sinds 2015. Het gewogen gemiddelde NO_3^- -N-residu van de opvolgpercelen is hoger dan van de controlepercelen, en weegt tijdens de staalnamecampagnes van 2016 - 2020 ook zwaarder door in het globale (gewogen) gemiddelde (Figuur 24) (VLM, 2021).



Figuur 24: Het gemiddelde nitraatstikstofresidu, het gewogen gemiddelde nitraatstikstofresidu, de mediaan en de 10^{de} en 90^{ste} percentielwaarde (kg NO_3^- -N ha⁻¹) (0 - 90 cm) (2007 - 2020) (Bron: VLM, 2021)

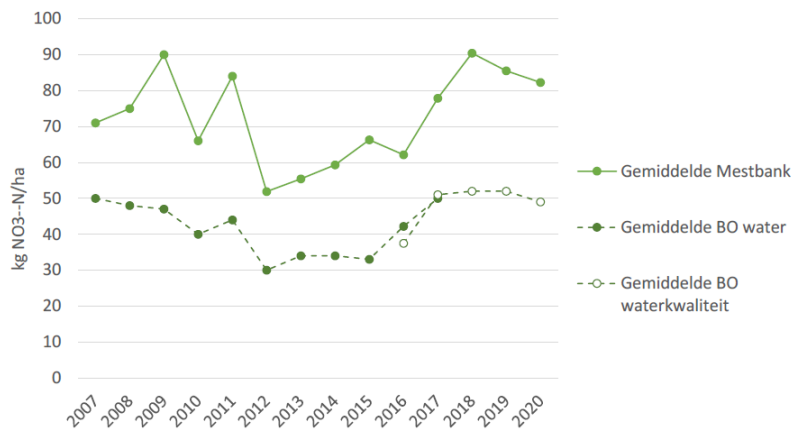


Figuur 25: Neerslaghoeveelheid tijdens de lente (april - juni), zomer (juli - september) en lente + zomer (april - september) (mm) en gemiddelde temperatuur (april - september) (°C) van de periode 2007 - 2021 (Bron: KMI)



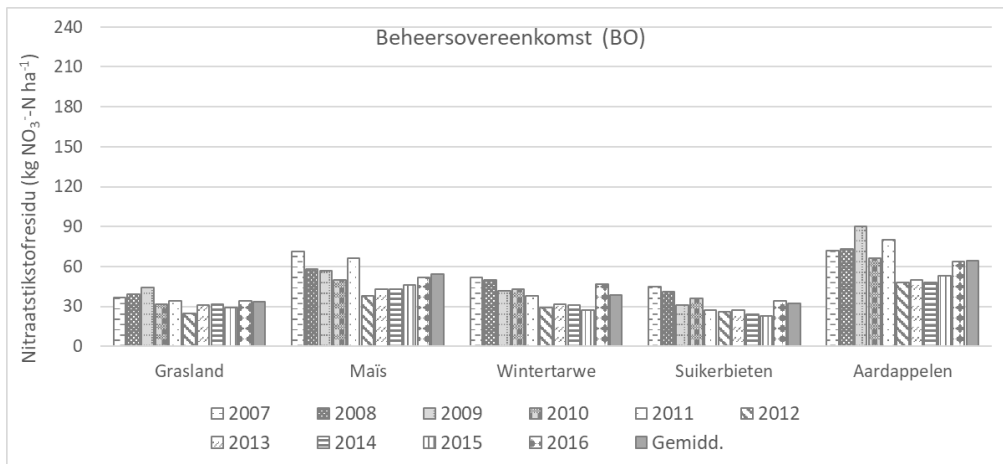
Figuur 26: Het gemiddelde nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) (0 - 90 cm) in functie van de neerslaghoeveelheid tijdens de lente (april - juni), zomer (juli - september) en lente + zomer (april - september) (mm) (2007 - 2021) (Bronnen: KMI & VLM)

Bij de vroegere beheerovereenkomst (BO) water met een verplichte verminderde bemesting en BO waterkwaliteit met teelten met een laag risicoprofiel zijn de gemeten NO_3^- -N-residu's en het risico op NO_3^- -uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater tijdens de winterperiode lager dan bij de algemene staalnamecampagne van de Mestbank (Figuur 27). Bij de BO's water en waterkwaliteit werd er ook een effect van de weersomstandigheden vastgesteld, maar de absolute verschillen tussen de jaren zijn kleiner dan bij de staalnamecampagnes van de Mestbank (VLM, 2021).



Figuur 27: Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO_3^- -N ha^{-1}) (0 - 90 cm) bij de staalnamecampagne van de Mestbank en in het kader van de beheersovereenkomsten (BO) water en waterkwaliteit van de periode 2007 - 2020 (Bron: VLM, 2021)

Omwille van het effect van de teelt op het NO_3^- -N-residu en de teeltbeperkingen bij de BO waterkwaliteit kunnen de gemiddelde NO_3^- -N-residu's van de algemene staalnamecampagne van de Mestbank en van de BO niet zomaar met elkaar vergeleken worden. In Figuur 28 worden de NO_3^- -N-residu's van grasland, maïs, granen, suikerbieten en aardappelen van de BO's water en waterkwaliteit (2007 - 2016) gegeven. Aardappelen behoren niet tot de teelten met een laag risicoprofiel, maar de landbouwers met een BO waterkwaliteit hebben op 10% van hun areaal geen teeltkeuzebeperking. Tabel 11 en een vergelijking van Figuur 23 en Figuur 28 tonen aan dat voor de verschillende teelten de gemiddelde NO_3^- -N-residu's van percelen bemonsterd in de staalnamecampagne van de Mestbank hoger waren dan op percelen met dezelfde teelt met een BO (VLM, 2016, 2017 & 2021).



Figuur 28: Het gemiddelde nitraatstikstofresidu (kg NO₃-N ha⁻¹) (0- 90 cm) in het kader van de beheersovereenkomsten (BO) voor grasland, maïs, wintertarwe, suikerbieten en aardappelen (2007 - 2016) (Bronnen: VLM, 2016 & 2017)

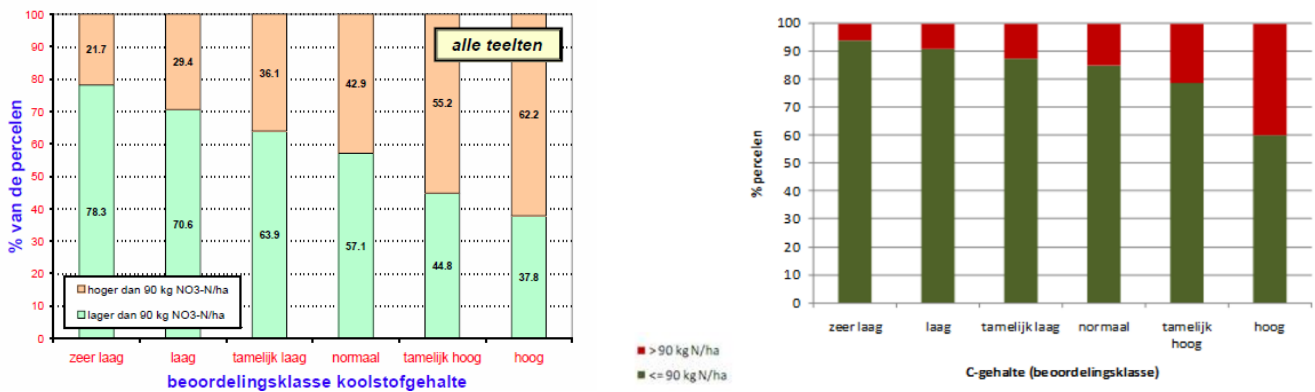
De gemeten NO₃-N-residu's bij BO-percelen zijn vergelijkbaar met de latente NO₃-N-residu's bij de laatste maaibeurt van grasland en de oogst van aardappelen (D'Haene et al, 2014) (Tabel 11). Eenzelfde trend werd bij de NO₃-N-residu's van maïs (55 en 61 kg NO₃-N ha⁻¹ van de exponentiele curve bij respectievelijk de bemestingsnorm van werkzame N van zand- en niet-zandbodems) vastgesteld (D'Haene et al., 2014). Zoals reeds vermeld, zijn de hogere gemeten NO₃-N-residu's voor suikerbieten in vergelijking met de berekende latente NO₃-N-residu's het gevolg van N-vrijstelling via mineralisatie uit suikerbietenbladeren op sommige praktijkpercelen.

Naast het effect van de teelt en weersomstandigheden werd er in het verleden een effect van het BOC-percentage op het gemeten NO₃-N-residu's vastgesteld. Zowel in Vlaanderen (Figuur 29) als Wallonië (Figuur 30) voldeden een hoger % percelen niet aan de NO₃-N-residurempel (in Vlaanderen en Wallonië respectievelijk 90 kg NO₃-N ha⁻¹ en de teeltafhankelijke wettelijke drempels) in het najaar in percelen met een hoger BOC-gehalte (N-(eco)², 2002b; Nawara et al., 2021; Vandenberghes & Colinet, 2017). In het derogatiemonitoringsnetwerk van 2016 - 2019 werd een statistisch significant positief effect van het BOC-gehalte op het NO₃-N-residu waargenomen (Odeurs et al., 2020).

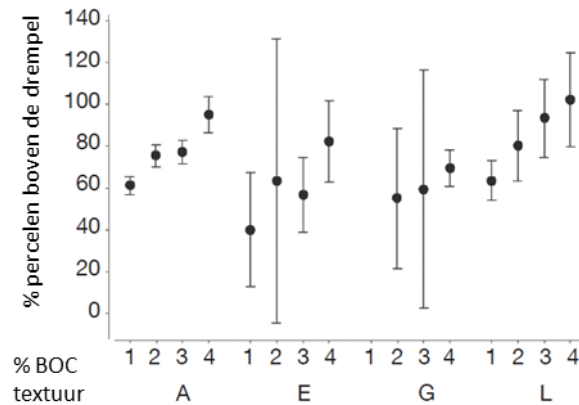
Dit duidt er enerzijds op dat de N-mineralisatiehoeveelheid bij het bepalen van de N-bemestingshoeveelheid niet voor alle percelen voldoende in rekening gebracht werd (Siddique et al., 2012). Anderzijds kan de N-vraag tijdens het najaar lager zijn de N-levering via mineralisatie in bodems met een hoog BOC-gehalte. Ondanks het feit dat reeds veel onderzoek rond mineralisatie verricht is, blijft het moeilijk om de N-vrijstelling via mineralisatie nauwkeurig te begroten (D'Haene & Hofman, 2020). Om lage NO₃-N-residu's in het najaar te kunnen realiseren, is het belangrijk dat de N-bemesting en de N-vraag van de teelt in ruimte en tijd samenvallen. In Vlaanderen hangt het gebrek aan synchronisatie van het N-aanbod en de N-vraag hoofdzakelijk af van de bodemtemperatuur en het bodemvochtgehalte. In het voorjaar is de temperatuur laag en kan de N-vraag hoger zijn dan de N-levering via mineralisatie. Dit kan opgevangen worden door extra N toe te dienen. In het najaar, bij een hoge temperatuur en voldoende vocht, kan de N-vraag lager zijn dan de N-levering via mineralisatie (De Neve, 2017; Sieling, 2019). Een vergelijking van oudere en recentere metingen geven aan dat het % residu's dat ≤90 kg NO₃-N per ha toeneemt,

wat erop wijst dat enerzijds de N-bemesting door landbouwers beter aangepast is en dat anderzijds in het najaar hogere N-mineralisaties door het inzetten van meer vanggewassen opgevangen worden (Figuur 29).

Daarentegen stelt de Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM) dat er uit een internationaal literatuur-overzicht geen éénduidig beeld naar voren komt van het effect van het BOC-gehalte op de NO_3^- -uitspoeling. Lagere NO_3^- -N-residu's en dus lagere NO_3^- -uitspoeling bij hogere BOC-gehalten kunnen verklaard worden door een hogere denitrificatiecapaciteit en/of een hogere N-opname als gevolg van een betere bodemkwaliteit (CDM, 2017a).



Figuur 29: Percentage (%) van het aantal metingen onder/boven de nitraatstikstofresidunorm van $90 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in functie van het koolstofgehalte van de bodem (links: gebaseerd op ongeveer 18000 percelen bemonsterd voor 2002; rechts: staalnames in 2014) (Bron: N-(eco)², 2002b; Nawara *et al.*, 2021)



Figuur 30: Het percentage akkerbouwpercelen dat hoger was dan de teeltafhankelijke nitraatstikstofresidudrempel in functie van het bodemkoolstof (BOC) -percentage (1: $\leq 0.998\%$; 2: $> 0.998\%$ & $\leq 1.150\%$; 3: $> 1.150\%$ & $\leq 1.400\%$ en 4: $> 1.400\%$) en textuur (A: leem; E: klei; G: stenige leem en L: zandleem) op basis van metingen van de minerale stikstof (0-90 cm) van 1262 akkerbouwpercelen in Wallonië in 2012 (Bron: Vandenberghé & Colinet, 2017).

4.5 CONCLUSIE VOOR LANDBOUWKUNDIGE NITRAATSTIKSTOFRESIDU- DREMPELWAARDEN

De landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor een specifieke teelt (0 - 90 cm) zijn de latente NO_3^- -N-residu's tot bewortelingsdiepte plus een gemiddeld gemeten waarde voor het onbewortelde deel tot 90 cm. Het latent NO_3^- -N-residu is de minimale hoeveelheid anorganische N die bij normale weersomstandigheden in het bodemprofiel, in functie van de bewortelingsdiepte van de teelt, aanwezig moet zijn op het ogenblik van de maximale N-inhoud van de teelt en wordt via N-bemestingsproeven bij huidige landbouwpraktijken bepaald. In het bereik van lage naar optimale N-bemestingshoeveelheden en teeltbeschikbare N, hebben de meeste teelten bij de oogst een vrij constant NO_3^- -N-residu in de bodem dat nodig is om een optimale groei te garanderen. Bij een hogere N-bemestingsdosis of teeltbeschikbare N is er een breekpunt en stijgt het NO_3^- -N-residu voor de meeste teelten steil. De bemestings- of teeltbeschikbare N-hoeveelheid aan het breekpunt verschilt weinig van de bemestings- of teeltbeschikbare N-hoeveelheid om 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst te bekomen zodat bij de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden reeds rekening gehouden wordt met zowel economie als ecologie.

Voor de belangrijkste akkerbouw-, voeder- en groententeelten werden de latente NO_3^- -N-residu's op basis van N-bemestingsproeven berekend. De latente NO_3^- -N-residu's (tot bewortelingsdiepte) variëren afhankelijk van de teelt van 7 tot 72 kg NO_3^- -N ha⁻¹ (Tabel 11). Bij omrekening naar 0 - 90 cm schommelen de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden 29 tot 88 kg NO_3^- -N ha⁻¹.

De NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode verschillen eveneens tussen teelten (Figuur 23). De lagere NO_3^- -N-residu's gemeten bij BO-percelen water met een verplichte verminderde bemesting geven aan dat ook de toegediende N-bemestingshoeveelheid een belangrijk effect op de gemeten NO_3^- -N-residu's heeft (Figuur 27). De gemeten NO_3^- -N-residu's bij BO-percelen zijn vergelijkbaar met de latente NO_3^- -N-residu's bij de laatste maaibeurt van grasland en de oogst van aardappelen (Tabel 11). Eenzelfde trend werd bij de NO_3^- -N-residu's van maïs (55 en 61 kg NO_3^- -N ha⁻¹ van de exponentiele curve bij respectievelijk de bemestingsnorm van werkzame N van zand- en niet-zandbodems) vastgesteld. Door de N-vrijstelling via mineralisatie uit suikerbietenbladeren op sommige praktijkpercelen zijn voor suikerbietpercelen de gemeten NO_3^- -N-residu's hoger dan de berekende latente NO_3^- -N-residu's. De hogere NO_3^- -N-residu's gemeten bij percelen met een hoog BOS-gehalte en de staalnames voor N-bemestingsadviezen in het najaar geven aan dat niet alle landbouwers voldoende rekening houden met de N-vrijstelling via mineralisatie uit BOS en oogstresten. In het najaar kan, bij een hoge temperatuur en voldoende vocht, de N-vraag van de teelt echter lager zijn dan de N-levering via mineralisatie.

De gemeten NO_3^- -N-residu's worden eveneens door de weersomstandigheden beïnvloed. De droge en warme weersomstandigheden in de loop van het groeiseizoen kunnen tot teeltschade of oogstmislukking en lagere N-opname door de teelten en bijgevolg hogere NO_3^- -N-residu's leiden. Voldoende vochtige omstandigheden tijdens het groeiseizoen leiden tot de laagste NO_3^- -N-residu's (Figuur 26).

5 TOETSING VAN MILIEU- EN LANDBOUWKUNDIGE NITRAAT-STIKSTOFRESIDUDREMPELWAARDEN

De doelstelling van milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden is om aan een maximale NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater te voldoen. Het effect van de NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar op de NO_3^- -concentratie van grond- en oppervlaktewater hangt o.a. af van de grootte van de AF, de bodemtextuur, de weersomstandigheden, teelt(rotatie), ... (hoofdstuk 3).

Op basis van de AFopp berekend door D'Haene *et al.* (2022) werden de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden op basis van de gemiddelde AFopp van de 4 GTopp (2021 - 2022) berekend zodat de winter- NO_3^- -concentratie in het oppervlaktewater bij gemiddelde weersomstandigheden kleiner of gelijk aan 21 mg NO_3^- per liter zouden zijn (Tabel 12 & Tabel 13). De milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden bij (zeer) droge weersomstandigheden tijdens de winterperiode dienen lager te zijn dan deze vermeld in Tabel 12 & Tabel 13. Omwille van het effect van de grootte van de AFopp, bodemtextuur en teelt(rotatie) werd een breed scala van milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden berekend. De hoogste milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden werden voor GTopp 0 berekend met de hoogste AFopp en de beste waterkwaliteit. De berekende milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden zijn hoger bij niet-zandbodems dan bij uitspoelingsgevoelige zandbodems. De teelt met de hoogste milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden is grasland dat laat in het najaar nog N opneemt.

Door Van Overtveld *et al.* (2011) werden er AFgr berekend. De mediaan van de oxische filters, nl. AFgr 2.1, werd als de beste schatter voor AFgr voor gans Vlaanderen geselecteerd. De milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden berekend op basis van AFgr 2.1 zullen in ongeveer de helft van Vlaanderen in de beoogde waterkwaliteit in het grondwater resulteren. In Tabel 12 & Tabel 13 staan de maximaal toegelaten NO_3^- -N-residu's berekend op basis van de AFgr 2.1 zodat de gemiddelde NO_3^- -concentratie in het grondwater maximaal 1 keer in 30 jaar de grens van 50 mg NO_3^- per liter overschrijdt. De hoogste en laagste milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden werden respectievelijk voor grasland op niet-zandbodems en groenten zonder afvoer van oogstresten bij zandbodems berekend.

De landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor een specifieke teelt (0 - 90 cm) zijn de latente NO_3^- -N-residu's bepaald tot bewortelingsdiepte plus een gemiddeld gemeten waarde voor het onbewortelde deel tot 90 cm (hoofdstuk 4). Het latent NO_3^- -N-residu is de minimale hoeveelheid anorganische N die bij normale weersomstandigheden in het bodemprofiel, in functie van de bewortelingsdiepte van de teelt, aanwezig moet zijn op het ogenblik van de maximale N-inhoud van de teelt. De latente NO_3^- -N-residu's en het breekpunt waarna het residu stijgt, werden voor de belangrijkste teelten in Vlaanderen via N-bemestingsproeven bij huidige landbouwpraktijken op hoofdzakelijk percelen met een laag tot gemiddeld BOC-gehalte en zonder oogstresten bepaald (Tabel 12 & Tabel 13). De N-bemestingshoeveelheid aan het breekpunt komt ongeveer overeen met de N-bemestingshoeveelheid om 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst te bekomen. Indien de latente NO_3^- -N-residu's niet berekend werden, worden in Tabel 12 & Tabel 13 de NO_3^- -N-residu's gegeven bij de toegediende hoeveelheid werkzame N volgens respectievelijk de MAP-norm van zand- en niet-zandbodems.

Om op praktijkpercelen de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden en 95 % van de maximale vermarktbaar opbrengst te verkrijgen, is een goede inschatting van de N-vrijstelling via mineralisatie noodzakelijk. Ondanks het uitgebreide onderzoek rond mineralisatie blijft het moeilijk om de N-mineralisatie op landbouwpercelen nauwkeuring te kunnen begroten. Het correct inschatten van de N-mineralisatiehoeveelheid is vooral moeilijk op

landbouwpercelen waar er in het verleden veel dierlijke mest toegepast werd of er oogstresten van een vanggewas of voorteelt aanwezig zijn. Ook ongunstige weersomstandigheden kunnen ervoor zorgen dat de beoogde opbrengst en landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden niet behaald worden.

Bij de toetsing van de milieu- en landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden blijkt dat op landbouwpercelen in GTopp 0 waar de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden gerealiseerd worden, aan de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden wordt voldaan. In de andere GTopp met een slechtere waterkwaliteit zijn de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden vaak lager dan de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden.

Omdat de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden hoger zijn in niet-zand- dan zandbodems kunnen de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden in niet-zandbodems iets gemakkelijker gerealiseerd worden.

Op percelen met gemaaid grasland zijn de landbouwkundige drempelwaarden lager dan de milieukundige. Door de late N-opname door het gras is een lage landbouwkundige drempelwaarde realiseerbaar en kunnen de milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden relatief gemakkelijk gehaald worden. De droge stofopbrengst van gemaaid grasland na 1 augustus is 3 tot 4 ton droge stof per ha en wordt voor begraasde percelen op de helft ingeschat (Schellekens *et al.*, 2015; Remmelink *et al.*, 2020). Bij een N-percentagage van 3% wordt dan door gemaaid grasland na 1 augustus 90 tot 120 kg N ha^{-1} opgenomen. Voor begraasd grasland is theoretisch het latent NO_3^- -N-residu gelijk aan gemaaid grasland, maar door de achtergelaten uitwerpselen van de dieren zal het NO_3^- -N-residu gemiddeld hoger zijn. Omwille van de input door dierlijke uitwerpselen zullen op begraasde percelen de milieukundige drempelwaarden in GT2 en 3 lager zijn dan haalbaar onder de huidige landbouwpraktijk. Zowel de bezettingsgraad als het einde van de begrazingsperiode spelen hierbij een belangrijke rol.

De tweede hoogste milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden werden voor granen met vroeg-ingezaaide vanggewassen berekend. De hoge N-opname door vroeg-ingezaaide vanggewassen heeft ook een grote invloed op het NO_3^- -N-residu dat in de sperperiode aanwezig is. In regio's met een gematigd klimaat wordt er geschat dat een vanggewas in augustus tot begin september 1.8 kg tot 3.4 kg N (ha dag)⁻¹ kan opnemen (Vos, 1992; Geypens & Honnay, 1995; Vos & van der Putten, 1997) wat resulteert in een lager NO_3^- -N-residu in de sperperiode dan op braakliggende percelen.

De laagste milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden werden voor bieten en groenten zonder afvoer van oogstresten berekend. Dit is te verklaren door de hoge N-hoeveelheid in de oogstresten (>100 kg N ha^{-1}) bij bieten en groenten zoals kolen (Hofman *et al.*, 1984; Chaves *et al.*, 2007; IRS, 2013; Agneessens *et al.*, 2014a) en het feit dat in de zomer en vroege herfst de eerste weken na inwerking van de oogstresten 60 tot 80 % van de N uit de N-rijke oogstresten vrijkomt (De Neve & Hofman, 1996; De Neve, 2017). Bij de afvoer van 80% van de oogstresten bij bieten zijn de berekende milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden hoger en vergelijkbaar met deze van aardappelen.

Er dient tevens opgemerkt dat de landbouwkundige drempelwaarden maar gehaald kunnen worden als alle factoren die de teeltbeschikbare N beïnvloeden zo correct mogelijk gemeten of ingeschat worden.

Bovenstaande toetsing toont dat bij de huidige landbouwpraktijken er, met uitzondering van gemaaid grasland, granen met een vroeg-ingezaaid vanggewas en bieten en spruitkool met afvoer van oogstresten, een kloof is tussen de milieu- en landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden. In het volgende hoofdstuk wordt nagegaan voor

welke situaties er maatregelen genomen kunnen worden die de kloof tussen de milieu- en landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden kunnen reduceren.

Conclusie

Tussen 2011 en 2020 schommelden de gemiddelde NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode tussen 51 en 90 kg NO_3^- -N ha⁻¹ met overschrijdingen van de 50 mg NO_3^- per liter tussen respectievelijk 20 en 38% van de MAP-meetpunten oppervlaktewater (Figuur 1) (VLM, 2021). Deze vaststelling, gekoppeld aan de resultaten van deze studie, leidt tot de conclusie dat, om aan de Nitraatrichtlijn te voldoen, het gemiddelde NO_3^- -N-residu minstens onder de 50 kg NO_3^- -N ha⁻¹ moet liggen. Deze NO_3^- -N-residu's dienen ook lager te zijn in zand- dan niet-zandbodems. Dit is eveneens het geval voor bodems gelegen in GT 2 en 3 met lage AF's.

Tabel 12: Milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofdrempelwaarden (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) voor zandbodems in functie van de teelt en voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 - 2022) en Vlaanderen

| | Milieukundige drempelwaarden (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) | | | | | Landbouwkundig drempelwaarden bij de oogst (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) | | |
|--------------------------------|--|-----------|-----------|------------|---|---|--|-----------------------------|
| | Oppervlaktewater | | | | Gewogen gemiddelde Vlaanderen | Grondwater | | |
| Milieuvoorwaarde / bepaald bij | Milieuvoorwaarde: gemiddelde winter-NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater ≤ 21 mg NO ₃ ⁻ per liter bij gemiddelde weersomstandigheden | | | | | Vlaanderen | Bepaald bij huidige landbouwpraktijken | |
| | GTopp 3 | GTopp 2 | GTopp 1 | GTopp 0 | | | Op basis van latent residu | Op basis van bemestingsnorm |
| % areaal | 24 | 9 | 26 | 41 | 100 | | | |
| Attenuatiefactor | 2.7 ± 0.6 | 3.1 ± 1.1 | 4.4 ± 1.5 | 7.6 ± 11.6 | 2.1 | | | |
| Gras | 30 | 36 | 55 | 100 | 66 | 63 | 29 | |
| Mais | 19 | 25 | 45 | 93 | 57 | 49 | / | |
| Granen zonder vanggewas | 15 | 20 | 41 | 94 | 55 | | 55 | |
| Granen met vanggewas | | | | | | 57 | / | |
| Bieten zonder afvoer* | 10 | 10 | 10 | 40 | 22 | 42 | | |
| Bieten met afvoer* | 10 | 10 | 27 | 73 | 40 | | 13 | |
| Prei | | | | | | | 52 | |
| Bloemkool | | | | | | | 47 | |
| Spruitkool | | | | | | | 10 | |
| Lichte alternatieve sla | | | | | | | 45 | |
| Zware alternatieve sla | | | | | | | 46 | |
| Spinazie | | | | | | | 57 | |
| Wortelen | | | | | | | | |
| Groenten zonder afvoer* | | | | | | 37 | 56 | |
| Aardappelen | 10 | 11 | 31 | 80 | 44 | | 88 | |
| Andere teelten | | | | | | 51 | | |
| Referenties | Methode EU-Rotate_N-model – D’Haene <i>et al.</i> (2022) | | | | Procesfactorstudie – Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | | D’Haene <i>et al.</i> (2014, 2018b & 2019) | |

*: afvoer = afvoer van 80% van de bovengrondse oogstresten Conc.: concentratie; max.: maximaal



Tabel 13: Milieu- en landbouwkundige nitraatstikstofdrempelwaarden (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) voor niet-zandbodems in functie van de teelt en voor de 4 gebiedstypes oppervlaktewater (GTopp) (2021 - 2022) en Vlaanderen

| | Milieukundige drempelwaarden (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) | | | | | Landbouwkundig drempelwaarden bij de oogst (kg NO ₃ ⁻ -N ha ⁻¹) (0 - 90 cm) | | | |
|--------------------------------|--|-----------|-----------|------------|-------------------------------|---|----|--|-----------------------------|
| | Oppervlaktewater | | | | | Grondwater | | | |
| Milieuvoorwaarde / bepaald bij | Milieuvoorwaarde: gemiddelde winter-NO ₃ ⁻ -conc. oppervlaktewater ≤ 21 mg NO ₃ ⁻ per liter bij gemiddelde weersomstandigheden | | | | | Milieuvoorwaarde: gemiddelde NO ₃ ⁻ -conc. grondwater max. 1 keer in 30 jaar > 50 mg NO ₃ ⁻ per liter | | Bepaald bij huidige landbouwpraktijken | |
| | GTopp 3 | GTopp 2 | GTopp 1 | GTopp 0 | Gewogen gemiddelde Vlaanderen | Vlaanderen | | Op basis van latent residu | Op basis van bemestingsnorm |
| % areaal | 24 | 9 | 26 | 41 | | 100 | | | |
| Attenuatiefactor | 2.7 ± 0.6 | 3.1 ± 1.1 | 4.4 ± 1.5 | 7.6 ± 11.6 | | 2.1 | | | |
| Gras | 43 | 49 | 70 | 100 | 74 | 90 | 29 | | |
| Maïs | 28 | 31 | 54 | 100 | 65 | 79 | / | 61 | |
| Granen zonder vanggewas | 27 | 33 | 55 | 100 | 65 | | / | 33 | |
| Granen met vanggewas | | | | | | 81 | | | |
| Bieten zonder afvoer* | 10 | 10 | 22 | 69 | 37 | 59 | 13 | | |
| Bieten met afvoer* | 17 | 24 | 43 | 90 | 54 | | | | |
| Prei | | | | | | | 52 | | |
| Bloemkool | | | | | | | 47 | | |
| Spruitkool | | | | | | | 10 | | |
| Lichte alternatieve sla | | | | | | | 45 | | |
| Zware alternatieve sla | | | | | | | 46 | | |
| Spinazie | | | | | | | 57 | | |
| Wortelen | | | | | | | | 57 | |
| Groenten zonder afvoer* | | | | | | 46 | | | |
| Aardappelen | 20 | 25 | 44 | 90 | 55 | | 88 | | |
| Andere teelten | | | | | | 69 | | | |
| Referenties | Methode EU-Rotate_N-model – D’Haene <i>et al.</i> (2022) | | | | | Procesfactorstudie – Van Overtveld <i>et al.</i> (2011) | | D’Haene <i>et al.</i> (2014, 2018b & 2019) | |

*: afvoer = afvoer van 80% van de bovengrondse oogstresten
Conc.: concentratie; max.: maximaal

6 LANDBOUWPRAKTIJKEN OM DE NITRAATSTIKSTOFRESIDU'S TE REDUCEREN

6.1 INLEIDING

De toetsing van de milieu- en landbouwkundige drempelwaarden in hoofdstuk 5 toont dat er, met uitzondering van gemaaid grasland, granen met een vroeg-ingezaaid vanggewas en bieten en spruitkool met afvoer van N-rijke oogstresten, een kloof is tussen beide drempelwaarden. Bovendien kunnen de landbouwkundige drempelwaarden enkel gerealiseerd worden indien alle factoren die de teeltbeschikbare N beïnvloeden, gemeten of zo correct mogelijk ingeschat worden en de weersomstandigheden gunstig zijn.

Hierna worden eerst mogelijke huidige en toekomstige generieke duurzame landbouwpraktijken gegeven die kunnen bijdragen aan het reduceren van de kloof tussen milieu- en landbouwkundige drempelwaarden en aan het realiseren van de landbouwkundige drempelwaarden bij minder gunstige weersomstandigheden. Daarna wordt voor de verschillende teeltgroepen nagegaan welke van deze maatregelen het efficiëntst toegepast kunnen worden.

6.2 GENERIEKE DUURZAME LANDBOUWPRAKTIJKEN

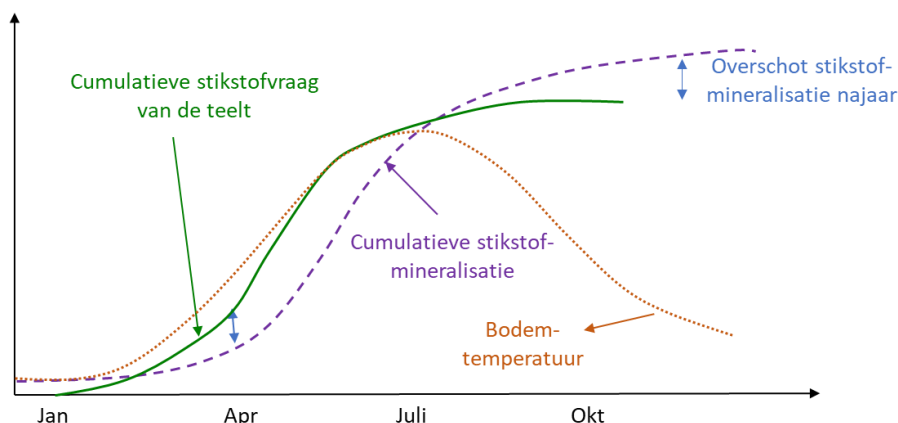
✓ Inleiding

Er zijn generieke duurzame landbouwpraktijken die de N-efficiëntie verhogen door het doen samenvallen van de N-bemesting met de N-vraag van de teelt in ruimte en tijd. Dit afstemmen is echter moeilijk omwille van de grote verschillen in zowel de N-vraag als N-vrijstelling via mineralisatie binnen en tussen percelen en tussen jaren (Luce *et al.*, 2011; De Vlieghe *et al.*, 2015; De Neve, 2017; Sieling, 2019; Norton & Ouyang, 2019; Nawarra *et al.*, 2021). In een gematigd zeeklimaat bepalen hoofdzakelijk de bodemtemperatuur en het bodemvochtgehalte het gebrek aan het samenvallen van het N-aanbod en de N-vraag (Figuur 31). In het voorjaar kan door de lage temperatuur de N-vraag hoger zijn dan de N-levering via mineralisatie. In het najaar bij een hoge temperatuur en voldoende vocht kan de N-vraag lager zijn dan de N-levering via mineralisatie (De Neve, 2017; Sieling, 2019). De N-opname tijdens de zaadvorming is immers beperkt terwijl tijdens de vegetatieve groei 70 tot 80% van de N opgenomen wordt (Chen *et al.*, 2014).

In de toekomst kan het realiseren van een hoge N-efficiëntie bemoeilijkt worden door de klimaatverandering. In Vlaanderen kan dit leiden tot nattere winters en warmere zomers, waarbij er meer en intensere neerslagevents kunnen optreden (KMI, 2020).

Aangezien NO_3^- -uitloging optreedt wanneer de NO_3^- -N-hoeveelheid zich in het bodemprofiel opbouwt, samen vallend met of gevolgd door een braakperiode met hoge drainage, is er bij de N-bemesting speciale aandacht nodig voor teelten die laat in het jaar geoogst worden. Een hoog NO_3^- -N-residu bij de oogst kan, zeker bij de aanwezigheid van N-rijke oogstresten, in een hoog risico op NO_3^- -verliezen resulteren (De Neve, 2017). Een maatregel in het

huidige mestbeleid is geen N-bemesting meer toepassen in het najaar (na 1 september), tenzij er nog een gewas aanwezig is dat nog belangrijke N-hoeveelheden kan opnemen. Indien dit laatste het geval is, moet dit onderbouwd worden door een N-bemestingsadvies. Deze maatregel 'doen samenvallen van de N-bemesting met de N-vraag van de teelt in ruimte en tijd' maakt deel van de huidige duurzame bemestingspraktijk (het 4 j-principe) om de N-efficiëntie te verhogen en het risico op N-verliezen te beperken.



Figuur 31: (Gebrek aan) synchronisatie van de stikstofmineralisatie en de stikstofvraag (Bron: De Neve, 2017).

Duurzame landbouwpraktijken om het risico op N-verliezen bij (grondgebonden) openlucht teelten te verminderen, beperken zich niet tot de N-bemesting maar ook het verwijderen van N-rijke oogstresten, de teeltrotatie, het onderhouden of verbeteren van de bodemkwaliteit en de selectie van variëteiten, etc. kunnen hun steentje bijdragen. Sommige duurzame landbouwpraktijken hebben eerder een indirect effect op het NO_3^- -N-residu in de sperperiode omdat ze resulteren in robuustere teelten die minder gevoelig zijn aan stress door ongunstige weersomstandigheden of ziekten en plagen.

Hierna worden duurzame landbouwpraktijken die het risico op N-verliezen bij openlucht teelten kunnen verminderen in meer detail besproken. Bij de huidige duurzame landbouwpraktijken werden beheermaatregelen ingedeeld die al (bij sommige teelten) of zonder verder onderzoek toegepast kunnen worden.

Aangezien het MAP-meetnet oppervlaktewater op jaarbasis minstens 20% rode MAP-meetpunten vertoont (VMM, 2021), blijkt dat de huidige beheermaatregelen ofwel onvoldoende toegepast worden ofwel ontoereikend zijn om aan de Nitraatrichtlijn te voldoen. De toekomstige duurzame landbouwpraktijken zijn beheermaatregelen die momenteel nog niet geïmplementeerd zijn of nog onderzocht worden.

✓ **Huidige duurzame landbouwpraktijken**

▪ **Bodemkwaliteit**

Bij een betere bodemkwaliteit kunnen gewassen de beschikbare N beter benutten waardoor het NO_3^- -N-residu bij de oogst lager is en er een lager risico is van NO_3^- -uitloging tijdens de winter (Willekens, 2016). Zodoende is het belangrijk om aandacht te hebben voor een goede bodemkwaliteit.

Om nutriënten en water zo efficiënt mogelijk ter beschikking te stellen van het gewas, zijn volgens experts twee parameters zeer belangrijk, namelijk het BOS-gehalte en bodemzuurtegraad of pH (Nawara *et al.*, 2021). Daarenboven dient meer aandacht besteed te worden aan de preventie van bodemverdichting.

○ **Bodem organische stofgehalte**

Het BOS-gehalte heeft een positief effect op de bodemstructuur en waterbeschikbaarheid wat de beworteling bevordert en vooral bij teelten met een beperkte beworteling in een betere opbrengst kan resulteren. Een hoger BOS-gehalte verkleint tevens de variabiliteit in opbrengst (Hijbeek *et al.*, 2017; Nawara *et al.*, 2021). Een voldoende hoog BOS-gehalte heeft een positieve invloed op zowel de fysische als de chemische bodemvruchtbaarheid en bevordert een efficiënte opname van nutriënten en water. Daarentegen gaan hogere BOS-gehalten vaak gepaard met hogere NO_3^- -N residu's in het najaar. Op praktijkpercelen in zowel Vlaanderen (Figuur 29) als Wallonië (Figuur 30) voldeden percelen met een hoger BOS-gehalte voor een hoger percentage niet aan de geldende wettelijke NO_3^- -N-residudrempel in het najaar (N-(eco)², 2002b; Vandenberghe & Colinet, 2017; Nawara *et al.*, 2021). Dit is hoogstwaarschijnlijk te wijten aan het onvoldoende in rekening brengen van de verhoogde N-mineralisatie bij hogere BOS-gehalten en/of de hogere N-mineralisatie na de oogst van het geteelde gewas. Het in rekening brengen van deze verhoogde N-mineralisatiehoeveelheid bij hogere BOS-gehalten (o.a. De Neve, 2017; Liu *et al.*, 2017; Nendel *et al.*, 2019) is dus erg belangrijk om het risico op hoge N-verliezen via NO_3^- -uitloging tijdens de winter te beperken (D'Haene & Hofman, 2020). Op percelen met hoge BOS-gehalten is het tevens aangewezen om de braakperiode in het najaar te beperken.

Op te merken valt dat het werken aan bodemkwaliteit door het toedienen van OM met een hoge C/N-verhouding zoals houtsnippers kan leiden tot tijdelijke N-immobilisatie en dus lagere NO_3^- -N-residu's (Palmans *et al.*, 2022).

○ **Optimale pH**

Een meta-data-analyse van het effect van de zuurtegraad of pH op de opbrengst toonde aan dat bij een suboptimale pH de opbrengst lager is. Een te lage pH kan als gevolg van een lagere opbrengst en zodoende lagere N-opname in een hoger NO_3^- -N-residu bij de oogst en in het najaar resulteren (Anonymus, 2019b; Nawara *et al.*, 2021).

Het verhogen van de pH via bekalking kan voor een tijdelijke stimulans van het bodemleven zorgen en daarmee ook voor een (tijdelijk) verhoogde N-mineralisatie. Potentieel zou er in het jaar van bekalken dus ook een hoger NO_3^- -N-residu en NO_3^- -uitspoeling kunnen zijn als er geen gewas of vanggewas aanwezig is die deze extra gemineraliseerde N kan opnemen. Berekeningen toonden aan dat als alle suboptimale percelen in Vlaanderen een éénmalige herstelbekalking zouden krijgen er 2.8 tot 3.2% meer NO_3^- -uitspoeling zou plaatsvinden na deze bekalking. Anderzijds zou de NO_3^- -uitspoeling in de daaropvolgende jaren met 1.5 tot 15% afnemen (Anonymus, 2019b; Nawara *et al.*, 2021).

o Bodemverdichting

Bodemverdichting is in Vlaanderen nog steeds een onderbelicht probleem, hoewel er op dit ogenblik een Vlaio-project 'Bodemverdichting' loopt (Anonymus, 2022a). De aanwezigheid van een ploegzool en/of een algemene bodemverdichting verhinderen een diepe beworteling en dus een efficiënte opname van nutriënten en water (Van De Vreken *et al.*, 2009; Elsen *et al.*, 2014; Anonymus, 2015 & 2022a). Dit resulteert in lagere opbrengsten (Shabeb *et al.*, 2021; Longepierre *et al.*, 2022) en theoretisch in hogere NO₃⁻-N-residu's, hoewel dit niet door literatuurgegevens kan gestaafd worden. De reden hiervoor kan zijn dat bij bodemverdichting hogere denitrificatieverliezen en/of runoff optreden (Bussell *et al.*, 2021; Longepierre *et al.*, 2022).

▪ Toepassing 4 j's

De N-bemesting kan het efficiëntst ingezet worden door te bemesten volgens het principe van de 4 J's: aan de juiste dosis, op het juiste tijdstip, met de juiste mestsoort, en met de juiste techniek. Hoewel de 4J's samen sporen, worden ze hier ter verduidelijking afzonderlijk behandeld hetgeen enige overlapping kan inhouden.

o Juiste dosis

De N-vraag is niet alleen afhankelijk van de teelt, maar ze kan binnen een teelt ook van de variëteit of de bestemming (vb. versmarkt versus industriegroenten) afhangen. Daarnaast moet de juiste dosis ook afgestemd worden op de N-voorraad in de bodem en de verwachte N-vrijstelling via mineralisatie uit BOS, OM-toedieningen en oogstresten van de voorgaande teelt en vanggewassen (D'Haene & Hofman, 2020).

Aangezien het, zowel praktisch als economisch gezien, niet mogelijk is om in het voorjaar de N-voorraad in de bodem van alle percelen te bepalen, is het een optie om per bedrijf beredeneerd stalen te nemen. De N-voorraad in de bodem in het voorjaar wordt hoofdzakelijk bepaald door het residu in het najaar en de weersomstandigheden tijdens de winter en kan tussen jaren enkele tientallen kilo's per ha variëren (Maes *et al.*, 2012; Tits *et al.*, 2015 & 2020). Indien de bodemkwaliteit en de voorgeschiedenis van de percelen grotendeels vergelijkbaar zijn, met name vooral de voorteelt en de OM-toediening, kan het volstaan om op één of twee percelen voor een bepaalde teelt een bodemstaalname met bijhorend **N-bemestingsadvies** te laten uitvoeren. Dit N-bemestingsadvies kan ook gebruikt worden op de andere percelen met hetzelfde gewas binnen het bedrijf.

Het belang van bemestingsadviezen wordt duidelijk onderstreept door het rapport van De Neve *et al.* (2022). Het is belangrijk dat de adviesinstanties rekening houden met de suggesties die in dit rapport aan bod komen. Er dient op gewezen te worden dat de huidige bemestingsadviezen vooral focussen op het economische rendement en het vermijden van het risico op suboptimale opbrengsten en minder op de milieuconsequenties van (te) hoge NO₃⁻-N-residu's in het najaar.

Bij panelgesprekken werd door Nawara *et al.* (2021) vastgesteld dat er op perceelsniveau vaak bemest wordt volgens en soms boven de normen¹⁷ en dat N-bemestingsadviezen niet voldoende opgevolgd worden. Het dient echter nogmaals onderlijnd te worden dat de **normen geen bemestingsadviezen** zijn. Door het invoeren van het kunstmestregister in MAP 6 wil men ook een beter beeld krijgen op het effectief gebruik van minerale meststoffen. Immers, in het kunstmestregister moet de landbouwer verplicht gedetailleerd bijhouden welke bemesting op welke perceel(sgroep) uitgevoerd werd. Dit zou moeten resulteren in een meer beredeneerde inzet van minerale meststoffen op perceelsniveau en tot een reductie van de N-verliezen (Nawara *et al.*, 2021).

Er is een grote variatie in de **N-mineralisatie** tussen landbouwpercelen. Zowel de bodemeigenschappen, de teelt(rotatie), de genomen beheermaatregelen als het weer kunnen de N-mineralisatiesnelheid beïnvloeden. Het zo correct mogelijk inschatten van deze N-vrijstelling via mineralisatie is essentieel om de nodige N-bemestingshoeveelheid te berekenen. Een te lage beoordeling kan immers tot een hoog NO₃⁻-N-residu in de bodem bij de oogst leiden met het risico op NO₃⁻-uitloging en een daling van de waterkwaliteit. Een te hoge inschatting kan een daling van de opbrengst en kwaliteit en dus economische verliezen veroorzaken. Omwille van het risico op opbrengstdaling wordt in de praktijk de N die vrijkomt via mineralisatie tijdens de groei- en N-opnameperiode door vele landbouwers onvoldoende in rekening gebracht (D'Haene & Hofman, 2020).

Naast het bemonsteren van de percelen en een goede inschatting van de N-mineralisatiehoeveelheid, is een goede kennis van de **samenstelling** van de toegediende **mest** belangrijk. Het nemen van vrachstalen is meer aangewezen dan kelderstalen. Zolang men hoofdzakelijk gebruik maakt van forfaitaire nutriëntenconcentraties in mest (met vaak afwijkingen van 50% en meer t.o.v. de werkelijke samenstelling) is het onmogelijk om correct te bemesten. Fractioneren van de N-bemesting, gebaseerd op een tussentijdse staalname, kan dit gedeeltelijk oplossen (zie verder).

- o **Juist tijdstip**

Naar tijdstip van bemesten zijn er twee mogelijkheden, ofwel een éénmalige N-bemesting ofwel twee of meer deelbemestingen.

Indien gekozen wordt voor een éénmalige N-bemesting dient deze zo kort mogelijk voor het zaaien of planten te gebeuren. Voor gewassen die in het najaar gezaaid worden, is er uiteraard voor de winter geen bemesting nodig als de beperkte N-opname voor de winter kan ingevuld worden door de al aanwezige minerale N en de N-mineralisatie. Deze basisregel dient zowel toegepast te worden voor minerale N-meststoffen als voor mengmest. Deze laatste wordt vaak al weken op voorhand uitgereden 'omdat de mestput vol is', omdat er veel areaal bemest

¹⁷ Sinds MAP 5 geldt een bedrijfsbenadering van de bemestingsruimte. Tenzij het perceel bemestingsbeperkingen heeft door de 2 grootvee-eenhedenregelgeving of door een beheerovereenkomst, kan de bemesting op perceelsniveau aangepast worden op voorwaarde dat de normen op bedrijfsniveau niet overschreden worden. Door de bedrijfsbenadering kan een landbouwer op bepaalde percelen meer bemesten, maar dan kan er op andere percelen niet meer tot de wettelijke bemestingsnormen bemest worden. Binnen de bedrijfsbenadering is er de beperking dat er niet meer dan het dubbele van de maximale N-normen op het perceel mag opgebracht worden. Voor derogatiebedrijven geldt, sinds 2020, de bedrijfsbenadering niet meer voor N afkomstig uit dierlijke mest. Dat wil zeggen dat op elk perceel van het bedrijf, ook de niet-derogatiepercelen, maximaal de norm dierlijke N mag toegepast worden (Anonymus, 2022c).

moet worden of omdat de loonwerker niet in de gewenste periode kan bemesten. Vanzelfsprekend is dit een laakbare praktijk die zowel landbouw- als milieukundig niet te verantwoorden is. Een éénmalige N-bemesting is voor gewassen met een korte vegetatieperiode wellicht de enige mogelijkheid.

Ook bij meerjarige teelten zoals grasland kan het (over)bemesten in het najaar nefaste gevolgen hebben voor het NO_3^- -N-residu en het risico op NO_3^- -uitloging (Smith *et al.*, 2002; Mangiafico & Guillard, 2006; Delin & Stenberg, 2021).

Een alternatief, zeker voor gewassen met een lange vegetatie- en N-opnameperiode, is een **gefractioneerde bemesting** waarbij een (eerder beperkte) basisbemesting wordt toegepast, gevolgd door een tussentijdse (bodem)-monsternamen -minimaal 4 weken na toedienen van de basisbemesting- gekoppeld aan een N-bemestingsadvies. Op deze wijze worden de N-mineralisatie uit BOS, de N-werking van recent toegediende organische mest en de weersomstandigheden al gedeeltelijk meegenomen. Indien doorheen het teeltseizoen opgemerkt wordt dat er een verminderde biomassa-productie is of dat er vooruitzichten zijn voor een lagere biomassa-productie (vb. wanneer aardappelen al in bloei staan voor het sluiten van de rijen), dan is er een grote kans dat de opbrengst niet 100% zal zijn en kan een gereduceerde bijbemesting gepast zijn. Een tweede bemesting (de bijbemesting) moet dus niet enkel aangepast zijn aan het gewas (N-vraag) maar ook aan de omstandigheden (vb. droogte) en het verwachte rendement, en is enkel zinvol wanneer de basisbemesting het N-advies niet voor 100% invult (Nawara *et al.*, 2021).

Uit een analyse door de Bodemkundige Dient van België van percelen waar een tussentijds bodemstaal genomen is geweest (staalnamejaar 2019), was bij 66% van de stalen reeds voldoende N aanwezig en moest er niet bijbemest worden na het uitvoeren van de basisbemesting. Mogelijke verklaringen zijn i. dat de basisbemesting te hoog was of ii. dat landbouwers toch onmiddellijk de basis- en bijbemesting in één beurt hadden gegeven. Een te hoge eerste N-gift maakt het wel onmogelijk om via fractionatie te corrigeren voor bv. de weersomstandigheden (Nawara *et al.*, 2021).

Bij het beslissen om bij te bemesten moet er rekening gehouden worden met de weersomstandigheden. Het is afgeraden om bij te mesten tijdens een droogteperiode aangezien deze extra bemesting niet onmiddellijk beschikbaar zal zijn door vochtgebrek. Irrigatie kan hiervoor een oplossing bieden, hoewel dit maar voor een beperkt areaal mogelijk is. Als het irrigatiewater met nutriënten wordt aangevuld (= fertigatie), leidt dit tot een temporele en ruimtelijke positionering van de nutriënten en kan de N-gift sterk opgesplitst worden (Fonder *et al.*, 2010; Nawara *et al.*, 2021).

Het fractioneren van de N-bemestingshoeveelheid gebeurt reeds bij granen, sommige groenten en grasland en wordt bij suikerbieten geadviseerd. Het fractioneren van de N-bemestingshoeveelheid is een potentiële maatregel bij een aantal andere gewassen zoals bv. aardappelen. Bij maïs geeft proefveldonderzoek wisselende resultaten (Nawara *et al.*, 2021).

Om het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winter te beperken, is er nood aan specifieke aandacht voor de N-bemesting in de zomer en in het najaar. Hierbij is het belangrijk dat de aanwezige teelt nog meer N opneemt dan de nog aanwezige minerale N in de bodem en N vrijgesteld uit BOS en oogstresten in het najaar. Bovendien is een N-bemestingsadvies noodzakelijk (cfr. huidige wetgeving). Op te merken valt dat bij gewassen die in het najaar nog

relatief belangrijke N-hoeveelheden kunnen opnemen, het dan ook aangewezen is om de residuele N later te meten vb. 1 tot 30 november.

o Juiste mestsoort

Een N-bemesting gedifferentieerd in de tijd kan ook gerealiseerd worden door de juiste meststofkeuze. Door de keuze voor snel- en/of traagwerkende meststoffen kan het N-aanbod beter op de N-vraag van de teelt afgestemd worden. Wat minerale meststoffen betreft, kan onderscheid gemaakt worden in functie van het type N-verbinding (NO_3^- , NH_4^+ of ureum) hetgeen een invloed op de snelwerkzaamheid van de meststof heeft. Ook slow en controlled release minerale meststoffen (hoofdzakelijk gebruikt in de groente- en sierteelt) mikken op de geleidelijke vrijstelling van nutriënten. Bij een organische bemesting komt de aanwezige minerale N onmiddellijk ter beschikking terwijl de organisch gebonden N geleidelijk aan vrijgesteld wordt bij de afbraak van de organische fractie. Bij de selectie van de (combinatie van) meststoffen is het belangrijk om rekening te houden met deze verschillen in snelheid van werkzaamheid (Nawara *et al.*, 2021).

Tevens dient men aandacht te hebben voor de juiste verhouding van de verschillende nutriënten. Hierbij is de N/P-verhouding essentieel omdat veel organische mest te hoge P-concentraties heeft om optimaal ingezet te kunnen worden. Het mengen van verschillende soorten dierlijke mest met verschillende N/P-verhoudingen kan hiervoor een gedeeltelijke oplossing bieden.

Bij de selectie van de meststof kan er ook met de weersomstandigheden rekening gehouden worden. Voor een beperkte bijbemesting kan beter voor bladbemesting gekozen worden wanneer de opname via het wortelstelsel moeilijk verloopt (door o.a. droogte) of onzeker is of wanneer weersomstandigheden een bodemtoepassing onmogelijk of inefficiënt maken (Nawara *et al.*, 2021).

o Juiste bemestingstechniek

Naast fractionering in de tijd kan de N-bemesting ook in de ruimte gefractioneerd worden. **Rij- en bandbemesting** zijn de meest gekende methodes voor ruimtelijke differentiatie van de bemesting. Van belang is dat de meststof dicht bij de wortels van de planten komt te liggen en de jonge planten er al snel over kunnen beschikken, maar ook ver genoeg dat er geen zoutschade optreedt. Ruimtelijke fractionatie is mogelijk met zowel minerale meststoffen als dierlijke mest (D'Haene *et al.*, 2018a; Nawara *et al.*, 2021).

Aangezien er bijkomende kosten aan verbonden zijn, is het voor de landbouwer in de eerste plaats belangrijk dat rij- en bandbemesting economisch rendabel zijn. Dit betekent dat hogere opbrengsten gehaald moeten worden bij een rij- of bandbemesting t.o.v. eenzelfde hoeveelheid breedwerpige bemesting en/of eenzelfde opbrengst kan gehaald worden met lagere N-bemestingen in de rij t.o.v. een breedwerpige toepassing. Literatuuronderzoek door D'Haene *et al.* (2018a) gaf aan dat er N-efficiëntiewinsten (zij het meestal beperkt en vaak niet significant) geboekt kunnen worden bij een rij- of bandbemesting bij een aantal gewassen met een beperkte beworteling en een relatief grote tussenrij-afstand. Deze winsten zijn het hoogst bij (sub)optimale bemestingen en/of bodems met een lage bodemvruchtbaarheid. Bij scherpe maximale N-bemestingsnormen kan een N-bemesting in de rij een oplossing zijn om aan de desbetreffende wetgeving te voldoen (D'Haene *et al.*, 2018a).

Aangezien het vanuit milieu-overwegingen primordiaal is om het NO_3^- -N-residu bij de oogst te reduceren, is het vanuit milieu-oogpunt maar zinvol om een rij- of bandbemesting te overwegen bij gewassen met hoge latente NO_3^- -N-residu's, zoals o.a. bij aardappelen, maïs en een aantal groentegewassen, en waarbij de beschikbare N tussen de rij moeilijk kan opgenomen worden (D'Haene *et al.*, 2018a).

Wellicht ligt het grootste voordeel van rij- of bandbemesting in het vermijden van overlappingsen en het meemesten van aangrenzende waterlopen.

In de studie van Tissot *et al.* (2002) werd het strooibeeld van meer dan 300 pendel- en centrifugaalstrooiers actief op Belgische landbouwbedrijven getest. In het geval van slecht afgestelde strooiers zijn er duidelijk plekken met overbemesting aanwezig in het veld waar bij de oogst hoge NO_3^- -N-residu's te verwachten zijn en plekken waar er vermoedelijk te weinig N werd gestrooid. Nochtans gaat de landbouwer uit van een correcte gestrooide hoeveelheid (aantal kilogram op hectareschaal is immers correct). De gemiddelde variatiecoëfficiënt met de afstellingen van de landbouwer was 25%. Nadat de onderzoekers de strooier beter hadden afgesteld, was de variatie met ruim 10% verlaagd (Tissot *et al.*, 2002; Nawara *et al.*, 2021). Dit pleit ervoor om actief landbouwers te helpen bij het vaststellen van het huidige strooibeeld en hen te begeleiden bij de verbetering van de afstelling. Men moet zich er wel van bewust zijn dat, zelfs bij een correcte afstelling van centrifugaal- en pendelstrooiers, er nog steeds veel variatie kan zijn in het strooibeeld door trillingen van de machine, verschil in korrelgrootte en -dichtheid van de meststoffen en reliëf in het perceel (Nawara *et al.*, 2021).

Landbouwers kiezen soms nog voor pendelstrooiers en klassieke centrifugaalstrooiers zonder sectieafsluiting omdat ze eenvoudig en relatief goedkoop zijn. Alternatieven zijn de moderne centrifugaalstrooier met sectieafsluiting en de pneumatische strooier. Beide strooiers kunnen dankzij de sectieafsluiting veel beter om met percelen met complexe grenzen, zeker als deze gecombineerd worden met GPS-locatie. Deze strooiers, en vooral de pneumatische strooier, zijn echter een pak duurder in aankoop (Tits *et al.*, 2019; Nawara *et al.*, 2021). De pneumatische strooier heeft het meest correcte strooibeeld van alle strooiers binnen 1 werkbreedte, omdat de meststofkorrels worden verspreid via luchtdruk naar uitlaatdoppen op een vaste afstand op een boom, en niet worden geworpen zoals bij de centrifugaal- en pendelstrooiers. Alhoewel sommige fabrikanten van pneumatische strooiers technologie trachten te ontwikkelen om dopafsluiting mogelijk te maken in plaats van sectieafsluiting (sectie = meerdere doppen tegelijk, bv. 5 meter), is dit vandaag nog niet op de markt. De pneumatische strooier en de centrifugaalstrooier met sectieafsluiting hebben beide dus nog steeds het probleem dat bij complexe perceelgrenzen, secties van twee werkbreedtes overlappen.

Naast een zo homogeen mogelijk strooibeeld is het belangrijk om meemesten van waterlopen te vermijden. Momenteel moet de landbouwer langs bevaarbare waterlopen en onbevaarbare waterlopen van 1^{ste}, 2^{de} en 3^{de} categorie 5 m bufferzone onbemest laten. Deze bemestingsvrije strook is 10 m in het Vlaams Ecologisch Netwerk en/of wanneer het perceel sterk helt richting de waterloop (VLM, 2022). Deze bufferzone omvat tevens 1 m die niet mag bewerkt worden. Het doel van deze stroken is het voorkomen dat mest en meststoffen tijdens de toepassing rechtstreeks in de waterlopen terechtkomen.

In de studie van Tits *et al.* (2019) werden de 16 meest courante technieken om organische mest en minerale meststoffen te strooien onderzocht op gebied van het risico op meemesten of rechtstreekse verliezen naar de waterlopen toe. Hierbij blijkt dat de stalmestspreider van het type schotelstrooier en de klassieke centrifugaalstrooier, maar ook in mindere mate de stalmestspreider met verticale walsen en de pendelstrooier, een risico geven

op het direct meemesten van de waterloop, zelfs bij een bemestingsvrije strook van 5 m. Wanneer echter kantstrooisystemen worden gebruikt voor pendelstrooiers en stalmestspreiders van het type schotelstrooier en verticale walsen of 'kant af' wordt gestrooid met centrifugaalstrooiers, worden de directe verliezen in de waterloop herleid tot een niet-significant minimum. De spreidingspatronen in het veld geven echter wel aan dat zowel zones met onder- als met overdosering kunnen optreden, afhankelijk van de gebruikte techniek. Met technieken zoals pneumatisch strooien, spuittoestel voor vloeibare kunstmest en sleepslangen of injector voor mengmest, kan zelfs tot op de grens worden gewerkt van de bemestingsvrije zone, zonder kans op meemesten. Deze bevindingen pleiten er dus voor om landbouwers aan te moedigen deze kantstrooisystemen werkelijk te implementeren of te opteren voor technieken die precies afgelijnd kunnen bemesten (Tits *et al.*, 2019; Nawara *et al.*, 2021).

▪ Irrigatie en fertigatie

Uit de evolutie van de NO_3^- -N-residu's tussen de jaren blijkt dat in droge jaren deze waarden duidelijk hoger zijn dan in de nattere jaren, respectievelijk 84 (2017 - 2020) en 60 (2013 - 2016) $\text{kg NO}_3^- \text{N ha}^{-1}$ (Bron: VLM). Dit is hoofdzakelijk te wijten aan lagere opbrengsten en dus lagere N-opnames. Irrigatie en eventueel fertigatie beperken de opbrengstderving door droogte en het effect op het NO_3^- -N-residu (Fonder *et al.*, 2010; Janssens *et al.*, 2020; Nawara *et al.*, 2021).

▪ Teeltrotatie en mengteelten

○ Vanggewassen

Een meta-data-analyse van Nouri *et al.* (2022) op basis van 41 artikels toonde aan dat de inzaai van vanggewassen t.o.v. braak de NO_3^- -uitloging gemiddeld met 69% reduceert. Het effect neemt toe bij hogere zandpercentages in de bodem (Nouri *et al.*, 2022). In regio's met een gematigd klimaat wordt er geschat dat er, afhankelijk van het vanggewas, in de periode augustus tot begin september een opname van 1.8 kg tot 3.4 kg N per $(\text{ha dag})^{-1}$ kan plaatsvinden (Vos, 1992; Geypens & Honnay, 1995; Vos & van der Putten, 1997). Het is zodoende belangrijk om vanggewassen zo snel mogelijk in te zaaien. De selectie van het type vanggewas hangt af van zowel de voor- als volgteelt. In het kader van de beperking van de NO_3^- -N residu's in het najaar zijn hoge N-opnames primordiaal. Na het inwerken van het vanggewas dient bij de bemesting van de volgteelt met de N-levering uit de ondergewerkte gewasresten rekening gehouden te worden.

Hoewel een beperkte N-bemesting ($36 \text{ kg werkzame N ha}^{-1}$) voor een vroeg-ingezaaid vanggewas niet of nauwelijks leidt tot een verhoogd NO_3^- -N-residu (De Waele *et al.*, 2014), zou dit gekoppeld kunnen worden aan een resultaatsverbintenis waarbij het NO_3^- -N-residu beneden een vastgestelde grens moet blijven. Als het doel van de inzaai van een vanggewas is om NO_3^- -uitloging te beperken dan is er echter geen reden om te bemesten. Voor andere doeleinden is er voldoende opbrengst nodig. Het beperkt bemesten van vanggewassen kan bij lage NO_3^- -N-hoeveelheden bij de oogst zoals bij granen en een vroeg-ingezaaid vanggewas een positief effect hebben op de bodemkwaliteit door een verhoogde OM-aanvoer en een verbetering van de bodemstructuur door een betere beworteling en op aaltjesbestrijding (CDM, 2017b).

Een alternatief voor de inzaai van vanggewassen na de teelt is de onderzaai van een vanggewas samen met of tijdens de hoofdteelt. Onderzaaien in een hoofdteelt zoals bv. maïs kan bij teelten met een late oogst tot een betere

ontwikkeling van het vanggewas leiden. De onderzaai van een vanggewas heeft in de praktijk echter wisselende resultaten, vooral op percelen met een hoge onkruiddruk. Een geslaagde onderzaai gaat gepaard met een opbrengstderving aan maïs: hoe beter de onderzaai zich vestigt, hoe groter de opbrengstderving. De gelijktijdige zaai van gras en maïs heeft het grootste potentieel om in een daling van de NO_3^- -N-residu's bij de oogst te resulteren, maar kan ook leiden tot een opbrengstdaling van 20 tot 30% door een te hoge competitie voor nutriënten, water en licht. Bij een latere inzaai van het gras is het risico op opbrengstdaling beperkter maar ook de daling van de NO_3^- -N-residu's bij de oogst lager. Bij een te late zaai van het gras is er risico op een slechte ontwikkeling en veel schade aan het gras bij de oogst (Verloop *et al.*, 2006; Latre *et al.*, 2007; Aronsson *et al.*, 2016; LCV, 2020; Van de Ven *et al.*, 2020). Omwille van mogelijke opbrengstverliezen bij maïs, de wisselvalligheid van het slagen van deze onderzaai en de al bij al beperkte daling van het NO_3^- -N residu in het najaar bij onderzaai gras besluiten Cougnon & Reheul (2022) dat het zaaien van een vroeg maïsras gevolgd door Italiaans raaigras de beste lange termijnstrategie is. Wie kiest voor onderzaai moet ook weten dat de onbewerkte maïsstoppels een hinderpaal zijn om het gras in het voorjaar te oogsten als veevoer: de stoppels beïnvloeden de voederwaarde immers negatief. Deze bedenking is natuurlijk irrelevant als de hele biomassa wordt ondergeploegd of bij gebruik van speciale oogstmachines die de stoppels grotendeels verhakselen (Cougnon & Reheul, 2022). Bij het niet verwijderen of onvoldoende diep onderwerken van de maïsstoppel en oogstresten voor de winter is er vooral bij zandbodems een verhoogd risico dat de larven van de maïsstengelboorder kunnen overwinteren (Anonymus, 2021a).

o Doorbreken van monocultuur maïs

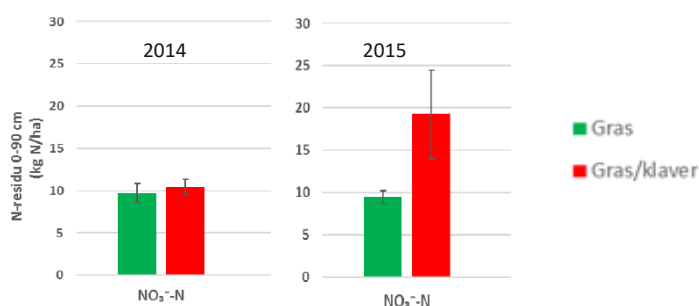
Op vele percelen wordt er jaarlijks maïs geteeld terwijl monocultuur maïs geen robuust teeltsysteem is. Dit resulteert vaak in problemen met onkruid en ziektes en een daling van de opbrengst en de bodemkwaliteit (Nevens & Reheul, 2001 & 2002; Cougnon *et al.*, 2018; Nawara *et al.*, 2021; Geudens *et al.*, 2022). Nevens & Reheul (2001) besloten o.a. dat om economisch optimale opbrengsten te behalen de N-bemestingshoeveelheid voor maïs in teeltrotatie lager is dan bij monocultuur maïs.

Het doorbreken van de monocultuur maïs bv. met voederbieten (met verwijdering van de bladeren) resulteert in een laag NO_3^- -N-residu en een teelt die gevoederd kan worden (Nevens & Reheul, 2002; De Vliegheer, 2016; Geudens *et al.*, 2022). Voederbieten kunnen echter omwille van arbeidsintensiteit, bewaring en plaats in het rantsoen slechts een beperkte oppervlakte innemen (Nawara *et al.*, 2021) en hebben N-rijke oogstresten die zonder afvoer in een hoge NO_3^- -uitloging kunnen resulteren.

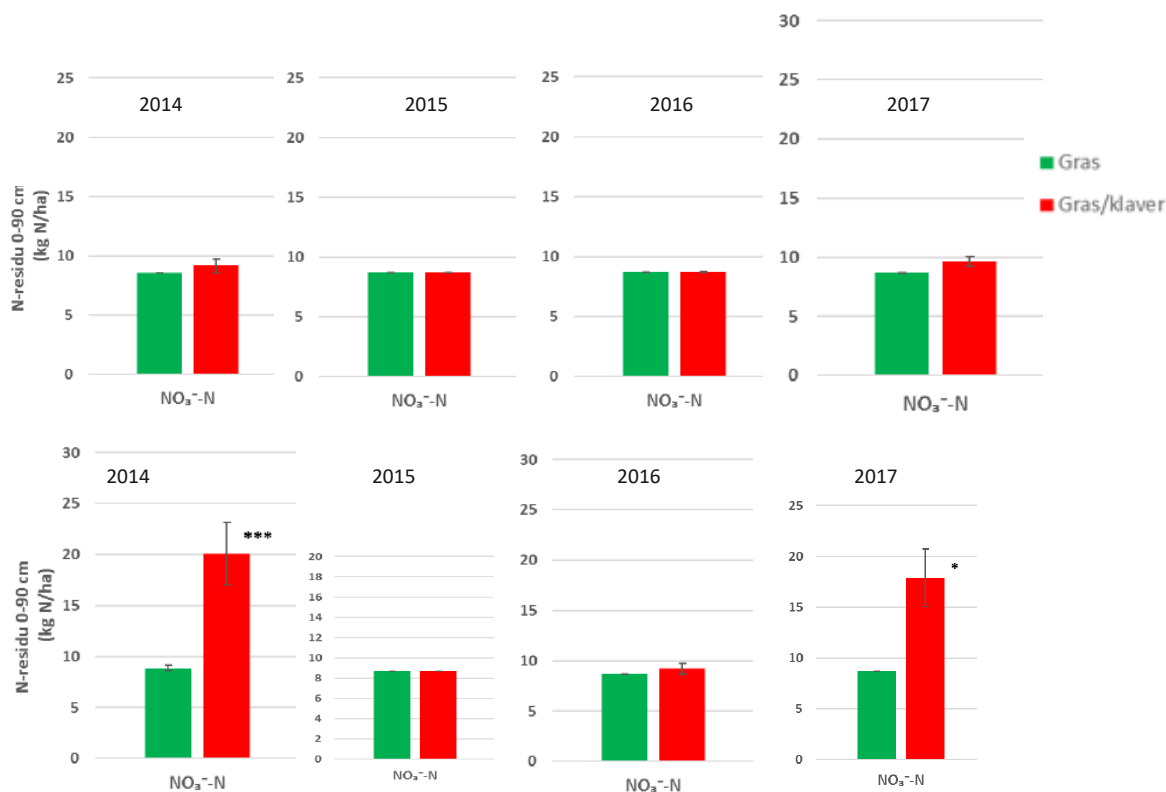
Het afwisselen van maïs en grasland resulteert in een hogere N-efficiëntie bij de teelt van maïs, heeft een positief effect op de bodemstructuur en het BOS-gehalte en beperkt de ziekte- en onkruiddruk (Nevens & Reheul, 2001; Nawara *et al.*, 2021). Bij het scheuren van het grasland kan er veel N via mineralisatie uit de zode vrijkomen. De N-vrijstelling via mineralisatie het eerste jaar na ploegen van grasland kan variëren van 100 tot 500 kg N ha⁻¹. Deze grote variatie wordt door verschillen in bodemtype, BOS-gehalte, N-bemesting, ouderdom en beheer van het grasland verklaard (Nevens & Reheul, 2001 & 2002; Vertès *et al.*, 2007; Velthof *et al.*, 2000 & 2008). Vooral de eerste maanden na scheuren is de extra N-mineralisatiehoeveelheid hoog (Vertès *et al.*, 2007; Verloop *et al.*, 2014). Na het inploegen van een 3 jarig gras-klaverperceel was de extra N-vrijstelling voor maïs vergelijkbaar als bij graspercelen (Cougnon *et al.*, 2018). De vrijstelling van opgebouwde N bij het scheuren kan efficiënt worden ingezet als N-bron voor de volgteelten, maar daarvoor moet een geschikt tijdstip van vernietiging van de oude zode gekozen worden en moet de N-bemesting van de volgteelten verminderd worden om NO_3^- -verliezen te vermijden (Nawara *et al.*, 2021).

o Mengteelten

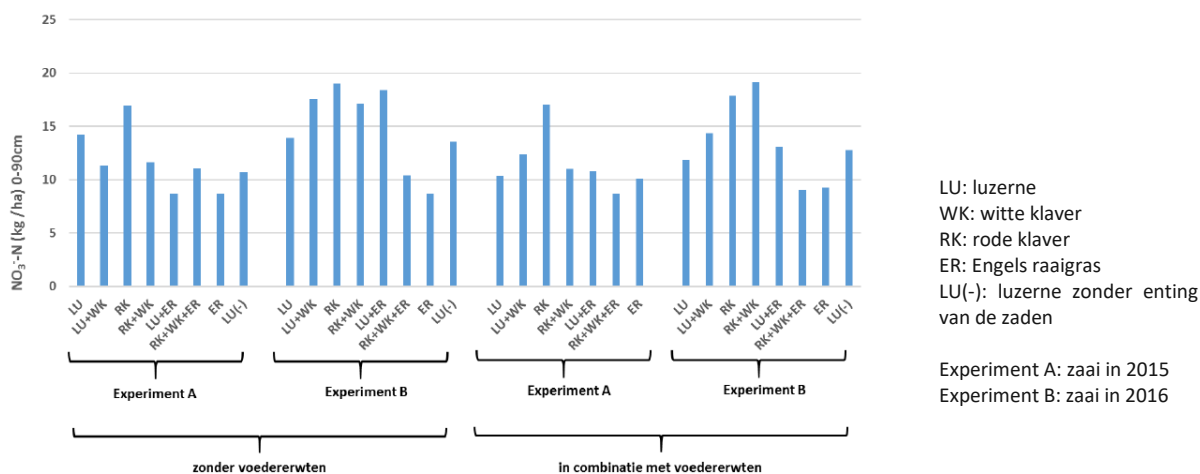
Een monocultuur kan door teeltrotaties doorbroken worden, maar ook door een mengteelt waarbij 2 teelten gelijktijdig geteeld worden. De bekendste mengteelt is gras/klaver. In tegenstelling tot andere regio's worden gras/klaverpercelen in Vlaanderen bijna uitsluitend gemaaid en wel bemest. Uit het derogatiemonitoringsnetwerk 2016 - 2019 (Odeurs *et al.*, 2020) blijkt dat landbouwers nauwelijks tot niet besparen op de N-bemesting in gras/klaver- t.o.v. graspercelen. Twee grote oorzaken komen naar voor: een te beperkt klaveraandeel en een kennishiaat bij landbouwers. Er werden echter geen verschillen in NO_3^- -N-residu's tussen de gras- en gras/klaverpercelen gemeten (Odeurs *et al.*, 2020; Nawara *et al.*, 2021). Het praktijkonderzoek van De Vlieghe *et al.* (2018) wijst uit dat gras/klaver in een intensief maaibeheer bij een bemesting van 200 kg werkzame N ha^{-1} kan beheerd worden. In de verschillende proefjaren werd slechts 8 tot 20 kg NO_3^- -N ha^{-1} gemeten in het bodemprofiel (0-90 cm) in de sperperiode. Dit NO_3^- -N-residu was in slechts 2 jaren op 1 perceel significant hoger voor gras/klaver dan voor gras bemest aan 300 kg werkzame N ha^{-1} (Figuur 32 en Figuur 33) (De Vlieghe *et al.*, 2018; Nawara *et al.*, 2021). Ook bij andere vlinderbloemige maaigewassen (luzerne, luzerne + witte klaver, rode klaver, rode klaver + witte klaver en Engels raaigras + rode klaver + witte klaver) die oordeelkundig (zuiver vlinderbloemige mengsels geen N, gras/klaver 120 kg werkzame N ha^{-1}) bemest werden, bleek dat het NO_3^- -N-residu in de sperperiode tussen 10 en 20 kg NO_3^- -N ha^{-1} schommelde (Figuur 34) (De Vlieghe & Vanden Nest, 2019; Nawara *et al.*, 2021).



Figuur 32: Gemiddeld nitraatstikstofresidu (kg NO_3^- -N ha^{-1}) in het profiel 0-90 cm (\pm standaardfout) in het najaar (1 oktober -15 november) in het profiel 0-90 cm in een proefperceel in Huldenberg. Significante verschillen tussen vers gras- en gras/klaverpercelen worden aangeduid met * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) en *** ($p < 0,001$) (Bron: De Vlieghe *et al.*, 2018)



Figuur 33: Gemiddeld nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3^- \text{N ha}^{-1}$) in het profiel 0-90 cm (\pm standaardfout) in het najaar (1 oktober -15 november) in het profiel 0-90 cm in een proefperceel in Nieuwenhove (boven) en Moortsele (beneden). Significante verschillen tussen gras- en gras/klaverpercelen worden aangeduid met * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) en *** ($p < 0,001$) (Bron: De Vlieghe *et al.*, 2018)



Figuur 34: Overzicht van het nitraatstikstofresidu ($\text{kg NO}_3^- \text{N ha}^{-1}$) in het profiel 0-90 cm voor verschillende (mengsels van) vlinderbloemigen met of zonder voedererwten in het jaar van zaaien (Bron: De Vlieghe & Vanden Nest, 2019)

Gemaaide gras/kloverpercelen zijn in Vlaanderen echter bijna steeds tijdelijke maaiweiden die eens om de 3 tot 5 jaar worden ondergeploegd en weer in de rotatie worden opgenomen van het bouwland (Nawara *et al.*, 2021). De N-vrijstelling via mineralisatie van de zode in het eerste jaar na scheuren van gras/klover is hoog en vergelijkbaar als bij het scheuren van tijdelijk grasland (zie doorbreken van mono-cultuur). Om NO_3^- -verliezen te vermijden, moet bij de volgteelt met deze hoge N-vrijstelling rekening gehouden worden (Cougnon *et al.*, 2018).

Ook het combineren van vorstgevoelige bladrijke en niet-vorstgevoelige grasachtige vanggewassen kan een meerwaarde betekenen voor het reduceren van de N-verliezen. Deze combinatie kan in theorie ertoe leiden dat bij doodvriezen van de bladrijke vanggewassen, de hierbij vrijgekomen N opgenomen kan worden door de grassen (Nawara *et al.*, 2021).

- **Variëteiten**

- Vroeg oogstbare variëteiten

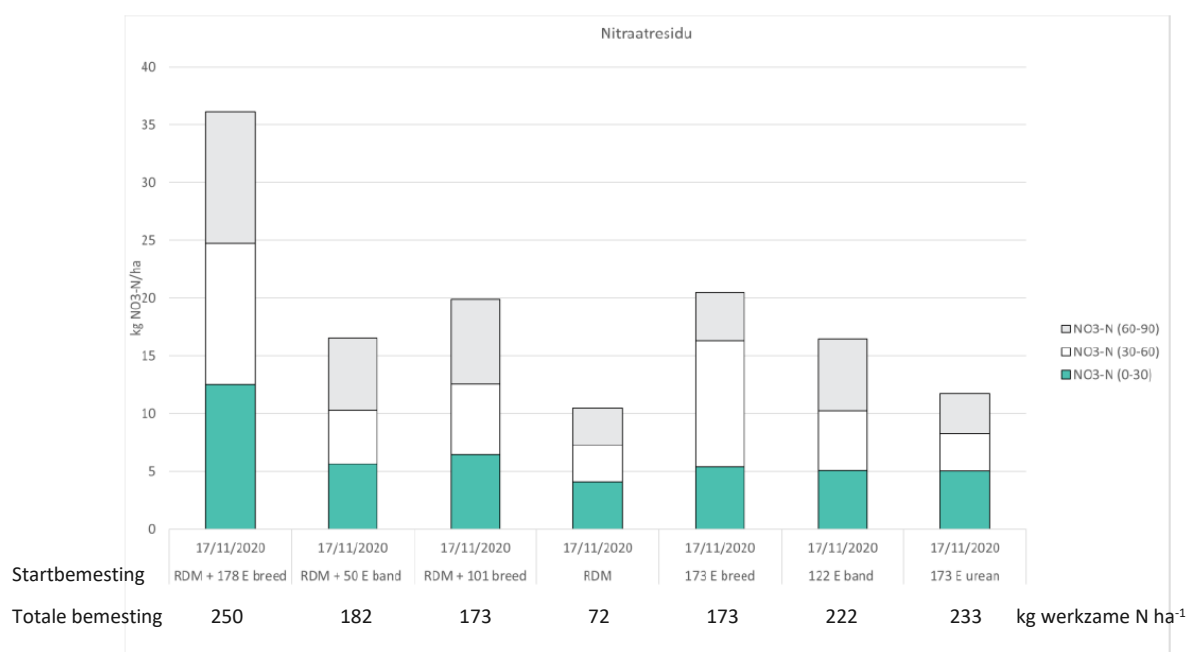
Zoals reeds vermeld, is het tijdstip van inzaaien van een vanggewas essentieel voor zijn effectiviteit om het risico op NO_3^- -uitloging te beperken. Vroeg oogstbare variëteiten van de hoofdteelten laten toe om vroeger een effectiever vanggewas in te zaaien. Een probleem kan zijn dat de verwerkende industrie een specifieke variëteit of oogsttijdstip opleggen, zodat de landbouwers niet zelf de variëteit kan selecteren.

Volgens Cougnon & Reheul (2022) is het zaaien van een vroeg (oogst begin september) maïsras, gevolgd door het inzaaien van Italiaans raaigras de beste lange termijnstrategie voor een goede bodemzorg. Goede teeltomstandigheden zijn minstens even belangrijk als een goede rassenkeuze en compenseren zeker het iets kleiner opbrengstpotentieel van vroege rassen. Op basis van de gegevens van de officiële Belgische rassenlijst voor kuilmaïs 2022 blijkt dat het opbrengstverschil tussen de 10 vroegste rassen en de 10 laatste rassen minder dan 5% bedraagt (Cougnon & Reheul, 2022; ILVO, 2022). Italiaans raaigras gezaaid na vroeg geoogste maïs, neemt bijna evenveel N op en produceert bijna evenveel OM als ondergezaaid rietzwenkgras in maïs geoogst begin oktober. Het vroeg oogsten van de maïs verkleint daarenboven de kans op structuurschade aan de bodem (Cougnon & Reheul, 2022).

Ook bij aardappelen is er een keuze tussen diverse aardappelrassen die op basis van vroegheid (of rijptijd) opgedeeld kunnen worden. Vroege rassen kunnen meestal vanaf de eerste helft van juli geoogst worden en halen vaak begin augustus hun maximale opbrengstpotentieel. Latere rassen worden in september en oktober geoogst en in sommige jaren (vb. 2020) nog in november (PCA, 2020; De Blauwer, 2022b). De oogst kan door de weersomstandigheden of een uitgebreid areaal laat plaatsvinden. Hoe later een variëteit afsterft, hoe meer groeidagen met vaker een hogere opbrengst: een vroeg ras haalt eerder een gemiddelde opbrengst rond 40 tot 45 ton ha^{-1} , terwijl dit voor de late rassen eerder rond 55 ton ha^{-1} ligt (De Blauwer, 2022b). De later geoogste aardappelen kunnen langer bewaard worden. Na een droog groeiseizoen vb. 2022 kan het onderwatergewicht en zodoende gevoeligheid voor stootblauw bij de oogst hoog zijn wat de bewaarbaarheid negatief beïnvloedt (Bergen *et al.*, 2015; De Blauwer, 2022a & c). Uitstel van de oogst kan het onderwatergewicht doen dalen en de bewaarbaarheid bevorderen. De gekozen aardappelvariëteit heeft niet enkel een effect op de opbrengst, markt (versmarkt, frieten of chips) en bewaarbaarheid, maar ook op de mogelijkheid tot inzaai en effectiviteit van vanggewassen.

o Stikstofefficiënte variëteiten

Een andere mogelijkheid is het inzetten op variëteiten met een hoge stikstofefficiëntie. Zo worden er bij bloemkool vaak hoge NO₃⁻-N-residu's gemeten bij de oogst en in de sperperiode. Echter de variëteit Giewont, gekend voor zijn stevige bolronde kool en met een zeer hoog opbrengstpotentieel, neemt op het einde van de teelt nog veel N op en behaalt lage NO₃⁻-N-residu's bij de oogst. Zowel in 2020 (Figuur 35) als 2021 waren de gemeten NO₃⁻-N-residu's bij de oogst lager dan 40 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ (Winnepeninckx *et al.*, 2020; Lauwers, 2021; Anonymus, 2022b).



Figuur 35: Nitraatstikstofresidu (kg NO₃⁻-N ha⁻¹) bij de oogst van de bloemkoolvariëteit Giewont geoogst voor de industrie (geplant op 09/07/2020, bemesting afhankelijk van de behandeling 72 tot 250 kg werkzame N ha⁻¹ en een gemiddelde opbrengst van 31 ton ha⁻¹) (Bron: Lauwers, 2021)

o Minder droogtegevoelige variëteiten

Een betere benutting van nutriënten door de teelt verkleint de kans op NO₃⁻-uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Naast een late, efficiënte N-opname (zie bloemkoolvariëteit Giewont hiervoor), kan ook de droogteresistentie van een variëteit het risico op NO₃⁻-uitspoeling beïnvloeden. Wanneer een teelt intensiever en dieper wortelt, worden nutriënten zoals N en fosfaat uit de bodem en bemesting beter benut en verhoogt de productie bij een gelijke of lagere bemesting. Een intensievere en diepere beworteling is niet alleen belangrijk voor de N-opname van het gewas, maar het speelt ook een rol in wateropname, opbouw van BOS, bodemstructuur, voeding van bodemleven, bodemvorming en het tegengaan van erosie (Deru *et al.*, 2010; van Eekeren *et al.*, 2011). Variëteiten met een diepe en/of intensieve beworteling hebben een lagere droogtegevoeligheid en hogere klimaatrobustheid. Bij verschillende teelten (vb. aardappelen en wintertarwe) wordt in het rassenonderzoek het

selectiecriteria droogteresistentie dan ook steeds belangrijker (Aliche *et al.*, 2018; Anonymus, 2021b; Ober *et al.*, 2021).

▪ **Beheer van stikstofrijke oogstresten**

○ **Verwijderen van stikstofrijke oogstresten**

Een aantal gewassen, zoals bieten en een aantal groentegewassen, laten N-rijke oogstresten achter waarvan een groot gedeelte van deze N nog voor de winter kan vrijgesteld worden en dus door uitloging in het grond- en oppervlaktewater kan terecht komen (de Ruijter & Smit, 2007). In Tabel 14 wordt een samenvatting van de grootteorde van de N-inhoud van een aantal gewasresidu's gegeven.

Het verwijderen van deze N-rijke oogstresten verlaagt zowel het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winter als de mogelijkheid tot het optreden van denitrificatieverliezen (Velthof & Kuikman, 2000; Zwart *et al.*, 2004; Nawara *et al.*, 2021). Er dient wel nog gezocht te worden naar praktijken om deze oogstresten van de percelen te verwijderen en te valoriseren (Agneessens *et al.*, 2014b).

○ **Laten doorgroeien van stikstofrijke oogstresten**

Indien het oogsten van de groenteteelt op zodanige wijze plaatsvindt dat het wortelstelsel van de oogstresten nog intact blijft en veel bladbiomassa aanwezig is (vb. kolen voor industrie), kunnen deze nog verder N opnemen en zijn de N-verliezen na het afvoeren van de oogstresten en het intact laten van de oogstresten gelijkaardig. Het intact laten of verlaat inwerken van de oogstresten vereist geen bijkomende kosten of tijdsinvestering t.o.v. het onmiddellijk inwerken van de oogstresten. De gevolgen voor ziekteverspreiding en mogelijke omgevingshinder van het intact laten van oogstresten van groenten is echter nog weinig onderzocht (Agneessens *et al.*, 2014b).

▪ **Pot- en containerteelten of grondloze floatingsystemen**

Om NO_3^- -uitloging te vermijden, schakelen sommige telers over naar andere teeltwijzen vb. pot- en containerteelt. Pot- en containerteelt vergen meer investeringen dan de traditionele teelt, maar de bemesting en de irrigatie zijn beter in de hand te houden (Anonymus, 1989; Van Haecke, 2010).

Door het creëren van grondloze floatingsystemen kunnen de nutriëntenverliezen naar het grond- en oppervlaktewater bijna uitgesloten worden (Amery *et al.*, 2013; Van de Sande & De Cuypere, 2019). Op te merken valt dat grondloze floatingsystemen duur zijn en enkel haalbaar voor gewassen met een hoge toegevoegde waarde.

Tabel 14: Stikstofinhoud in oogstresten (kg N ha⁻¹)

| Gewas | N in oogstresten* | Geypens & Honnay (1995) | Duits KNS (Feller <i>et al.</i> , 2011) |
|---------------|-------------------|-------------------------|--|
| Peterselie | 15 | | |
| Spinazie | 20 | 35 | 20-54 |
| Chrysanten | 30 | | |
| Sla | 40 | 20 | 18 |
| Witloof | 44 | 44 | |
| Andijvie | 45 | 45 | 40 |
| Schorseneren | 45 | 42 | |
| Koolraap | 50 | 52 | |
| Raketsla | 50 | | |
| Veldsla | 50 | | |
| Aardbeien | 70 – 80** | | 80 |
| Prei | 75 – 50** | 60 | 102 |
| Wortelen | 75 | 40 | 30-60 |
| Ijsbergsla | 70 | 70 | |
| Koolrabi | 80 | | |
| Stamslaboon | 95 | 96 | |
| Chinese kool | 100 | 65 | 90 |
| Knolselder | 100 | 75 | 75 |
| Knolvenkel | 110 | 110 | 90 |
| Rode biet | 110 | 90 | |
| Venkel | 110 | | |
| Bladselder | 120 | | 75 |
| Bleekselder | 120 | | 75 |
| Doperwten | 120 | 188 | |
| Groene selder | 120 | | |
| Bloemkool | 130 | 120 | 153-180 |
| Boerenkool | 130 | 85 | |
| Rode kool | 140 | 175 | 120-150 |
| Savooikool | 140 | | 140-160 |
| Witte kool | 150 | 115 | 150 |
| Broccoli | 175 | | 193 |
| Courgette | 175 | | 165 |
| Spruitkool | 190 | 135-200 | |
| Ajuin | 25 | 5 | |
| Suikerbieten | | 120-140 | |
| Voederbieten | | 90 | |

* Besluit van de Vlaams Regering van 9 maart 2007 tot uitvoering van het decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen

** Door Coopman *et al.* (2014) werden de N-inhouden van de oogstresten van aardbeien en prei op basis van recente proeven geupdated

✓ **Toekomstige duurzame landbouwpraktijken**

▪ **Teeltrotatie**

○ **Aanpassen van de teeltrotatie en telen van niet-nitraatgevoelige teelten**

Uit hoofdstuk 4 blijken de landbouwkundige haalbare NO_3^- -N-residu's behoorlijk te verschillen tussen gewassen. Niet-nitraatgevoelige teelten zoals gras, granen gevolgd door een vanggewas, bieten met afvoer van oogstresten, etc. kunnen met lage NO_3^- -N-residu's eindigen in het najaar, dit in tegenstelling met bv. aardappelen en een aantal groentegewassen. Een groter areaal van deze gewassen zal, vooral in gebieden met te hoge NO_3^- -concentraties in het grond en/of oppervlaktewater, een positief effect op de waterkwaliteit hebben (Schoumans *et al.*, 2012). Deze aanpak is één van de kernelementen van het Nederlandse beleid (Anonymus, 2021c).

○ **Bewortelingsdiepte van gewassen**

Indien de landbouwer voldoende keuze heeft, is het aangewezen dat hij kiest voor een diepwortelende teelt als bij het zaaien of planten het NO_3^- -N-residu in de 60 - 90 cm laag hoger is dan 25 - 30 kg NO_3^- -N ha⁻¹. De beperkte bewortelingsdiepte van sommige teelten heeft belangrijke consequenties voor het NO_3^- -N-residu in de sperperiode dat tot 90 cm diepte bepaald wordt. De bewortelingsdiepte impliceert dat de N-opname hoofdzakelijk tot deze diepte beperkt zal blijven, waardoor de aanwezige N in de diepere lagen als 'niet-beschikbare N' beschouwd kan worden. Deze NO_3^- -N-hoeveelheid zal, indien geen NO_3^- -uitloging plaatsgrijpt, volledig in het NO_3^- -N-residu in het najaar opgenomen worden indien geen specifieke maatregelen genomen worden (N-(eco)², 2002b). Binnen teeltrotaties kan het risico op NO_3^- -uitloging verlaagd worden door na een ondiep wortelend gewas een diep wortelend gewas te telen. Het diepwortelend vanggewas of teelt zal niet enkel NO_3^- uit diepere lagen opnemen, bijvoorbeeld na gedeeltelijke uitspoeling of als de bovengrond droog is, maar ook vocht zodat de droogtegevoeligheid van dergelijke teeltrotaties lager is. Daarnaast hebben de diepwortelende gewassen een positief effect op de bodemstructuur en het BOS-gehalte (van Eekeren *et al.*, 2011; Elsen *et al.*, 2014).

▪ **Precisielandbouw**

○ **Variabel bemesten in de ruimte**

De meest gehanteerde precisielandbouwtechniek in Vlaanderen is momenteel GPS die gehanteerd wordt om 'recht te rijden' (vb. bij rij- of bandbemesting). Een andere precisielandbouwtechniek die wereldwijd beproefd werd, maar in Vlaanderen slechts weinig gebruikt wordt, is het toepassen van variabele bemesting (VRNT: variable rate nutrient technology) (Nawara *et al.*, 2021).

Bij het plaatsspecifiek bemesten varieert de toegediende N-bemestingsdosis in functie van de heterogeniteit van het perceel. Er wordt rekening gehouden met de variabiliteit binnen het perceel omwille van de verschillen in voorgeschiedenis, inherente bodemeigenschappen of voorkeur van de dieren. Zowel een bodemscan, sensoren als satelliet- of dronebeelden van het gewas kunnen gehanteerd worden om de variatie in het perceel in kaart te brengen, maar de vertaling naar een bemestingsadvies dient nog verder onderzocht. Er is vaak onvoldoende kennis om bv. stress door water- en nutriëntengebrek van elkaar te kunnen onderscheiden (Amery *et al.*, 2013; Janssens *et al.*, 2020; Nawara *et al.*, 2021).

Bij plaats specifieke bemesting zijn er twee opties. Men kan opteren om het management aan te passen en proberen om variatie weg te werken, of men kan het management aanpassen naar de variatie in het veld. Welke weg men bewandelt, zal afhangen van het gestelde doel. Bij dierlijke mest is een bijkomende vraag of de toegediende bemestingshoeveelheid gebaseerd moet worden op de N-, P-, OM- of kaliuminhoud of op een combinatie en in welke mate ook het opbrengstpotentieel moet bekeken worden. Hoewel de technologie van plaats specifieke bemesting al ver gevorderd is, zijn er nog veel onbeantwoorde vragen om in de praktijk toe te passen (Nawara *et al.*, 2021).

Het plaats specifiek bemesten zal door een verlaging van de toegediende N-dosis de N-efficiëntie verhogen, maar dit zal niet steeds tot een hogere opbrengst leiden. De economische winst die een landbouwer kan maken door het toepassen van deze technieken is vaak erg beperkt en weegt meestal niet op tegen de investeringskost die hij moet maken. De economische meerwaarde verlaagt bij een lagere variabiliteit in de percelen en bij kleinere percelen. De impact van precisielandbouwtechnieken op het milieu hangt af of de technieken worden ingezet om een maximale winst te bekomen, dan wel om het risico op een negatieve milieu-impact (bv. NO₃⁻-uitspoeling) te minimaliseren (Thrikawala *et al.*, 1999; Nawara *et al.*, 2021).

De belangrijkste tekortkoming bij de toepassing van N-precisietechnieken is dat men nog niet in staat is om de aanwezige minerale N in de bodem te detecteren en het feit dat het weer slechts voor ongeveer 1 week behoorlijk voorspeld kan worden. Het lopende VLAIO-project "Precisiebemesting" toont bovendien aan dat er op vele percelen geen meerwaarde van het ruimtelijk differentiëren van de N-bemestingshoeveelheid is of dat er wisselende resultaten zijn die afhangen van de neerslaghoeveelheid van het groeiseizoen (Dillen & van de Ven, 2022).

Zoals aangehaald bij bodemkwaliteit is de bodemzuurtegraad één van de belangrijkste bodemparameters. Wanneer één bodemstaal wordt genomen van een heterogeen perceel loopt men het risico dat, met een uitgemiddelde bekalkingsdosis, lokaal te veel of te weinig bekalkt wordt. Uit een opvolging van 4 akkerbouwpercelen na variabele bekalking in functie van de pH (gemeten met een bodemscan) bleek dat er geen significante effecten waren op de gewasopbrengst of NO₃⁻-N-residu's in de sperperiode wat waarschijnlijk te verklaren was door de beperkte variatie binnen de kleine Vlaamse percelen (Smets & Dillen; 2020; Nawara *et al.*, 2021).

- o Goede kennis van de samenstelling en werkingscoëfficiënt van mest

De variabiliteit van dierlijke mest is zeer hoog. Door een **in-situ meting** van de nutriënteninhoud van mengmest zou op basis van de samenstelling de bemestingshoeveelheid geoptimaliseerd en variabel toegediend kunnen worden. Een belangrijke uitdaging bij in-situ metingen is de kalibratie van deze metingen (VILT, 2019; Nawara *et al.*, 2021). Bij een vergelijking van de N-concentraties in-situ gemeten met 3 verschillende NIRS sensoren in 2021 en 2022 met de N-concentraties gemeten in het labo werden er voor zowel runder- als varkensmengmest grote verschillen vastgesteld (Dillen & van de Ven, 2022).

Door mestverwerking verandert zowel de samenstelling als de werkingscoëfficiënt van het eindproduct. **Renure (REcovered Nitrogen from manURE)** producten zijn N-houdende meststoffen gewonnen uit dierlijke mest, of digestaat waar dierlijke mest voor is gebruikt. Het gaat om producten die een vergelijkbare N-werking hebben als

minerale meststoffen en dus hoger dan het ruwe product. De N/P-verhouding van deze producten is hoger dan bij dierlijke mest (Huygens *et al.*, 2020) waardoor de mogelijkheid gecreëerd wordt om meer circulair te werken, vooral op bodems met hoge P-gehalten. Er wordt nog gewacht op de goedkeuring van de EC om deze producten niet meer als dierlijke mest te beschouwen zodat ze niet meer onderhevig zijn aan de grens van 170 kg N ha⁻¹. Overblijvende vragen zijn of al deze Renure producten aan een constante samenstelling kunnen voldoen en in hoeverre de baten opwegen tegen de kosten door de supplementaire verwerking en de prijs van minerale meststoffen.

o Aangepaste zaai/plantdichtheden of –patronen

De zaai- en plantafstand is bepalend voor de opbrengst: te weinig of te veel planten per oppervlakte-eenheid resulteert in een suboptimale opbrengst. De plantafstand beïnvloedt echter ook het risico op ziektes en plagen (Vandenbergh *et al.*, 2007). In 2020 werd door LCV het effect van de inzaai van maïs op 37.5 i.p.v. 75 cm onderzocht. Deze proef gaf aan dat na het scheuren van grasland een verkleinde rijafstand vooral effect heeft op het zetmeelgehalte, en niet altijd op het NO₃⁻-N-residu (LCV, 2021). Nederlands onderzoek gedurende 4 jaar gaf bij een meer evenredige plantverdeling in de vorm van ruitzaai t.o.v. de standaard rijafstand van 75 cm een licht hogere DS-opbrengst van kuilmaïs, maar dit leidde niet tot een significant hogere N-benutting (Klootwijk & van Schooten, 2020).

▪ Gewasmetingen als basis voor een advies

Momenteel gebeurt bijbemesting op basis van een bodemstaalname. Bijbemesting kan ook op basis van metingen van het gewas gebeuren (vb. N-referentievenster, bladsteeltjesmethode, chlorofylmeting, etc.). Ook remote sensing via vb. satellietbeelden kunnen hiervoor gebruikt worden (Amery *et al.*, 2013; Nawara *et al.*, 2021). Er is echter vaak onvoldoende kennis om stress door water- en nutriëntengebrek te onderscheiden (Janssens *et al.*, 2020). Een heldere en correcte vertaalslag van ‘beelden’ en indices naar adviezen onder Vlaamse omstandigheden dient verder onderzocht om dit op grote schaal in de praktijk toe te passen (Nawara *et al.*, 2021).

▪ Teeltcombinaties

Uit onderzoek blijkt dat een *mengteelt* van wintergranen en vlinderbloemigen een goede combinatie is (Beeckman & Delanote, 2012; LCG, 2019):

- De vlinderbloemige verzekert de N-aanvoer via symbiose, waar het graangewas ook van profiteert. De nutriënten worden beter benut in vergelijking met reinteelt;
- De mengteelt verzekert ook een stabielere én hogere opbrengst en ruw eiwitproductie en dit bij een lagere N-input;
- Andere voordelen zijn een betere onkruidonderdrukking dan bij een reinteelt door een snellere bodembedekking en een lager risico op legering.

Erwten en veldbonen lenen zich goed tot het telen van een mengteelt wintergraan - leguminosomen voor het gebruik als ruwvoer. Door het mengen van granen en erwten/veldbonen in één teelt, kan de NO₃⁻-uitspoeling na de teelt ook t.o.v. de zuivere erwteenteelt worden verlaagd. Het graan gaat dieper wortelen om N uit de diepere lagen op te

nemen (Knudsen *et al.*, 2004; Nawara *et al.*, 2021). Bij het combineren van 2 teelten, is het belangrijk dat het oogsttijdstip van beide teelten voldoende samenvalt (Beeckman & Delanote, 2012).

Momenteel loopt er onderzoek naar de mengteelt van zomergranen en vlinderbloemigen (Vilt, 2021a) en wordt het onderzoek naar de mengteelt van wintergranen en vlinderbloemigen verder uitgediept (Vilt, 2021b; ILVO, 2020).

Strokenteelt is een alternatief van teeltrotatie en mengteelten om een monocultuur te doorbreken. In een goede combinatie van teelten kan de opbrengst omhoog gaan. Een strokenteelt verlaagt ook het risico op ziektes (vb. de aardappelplaag (Ditzler *et al.* 2021) en plaagschade vb. bij kolen (Juventia *et al.*, 2020)).

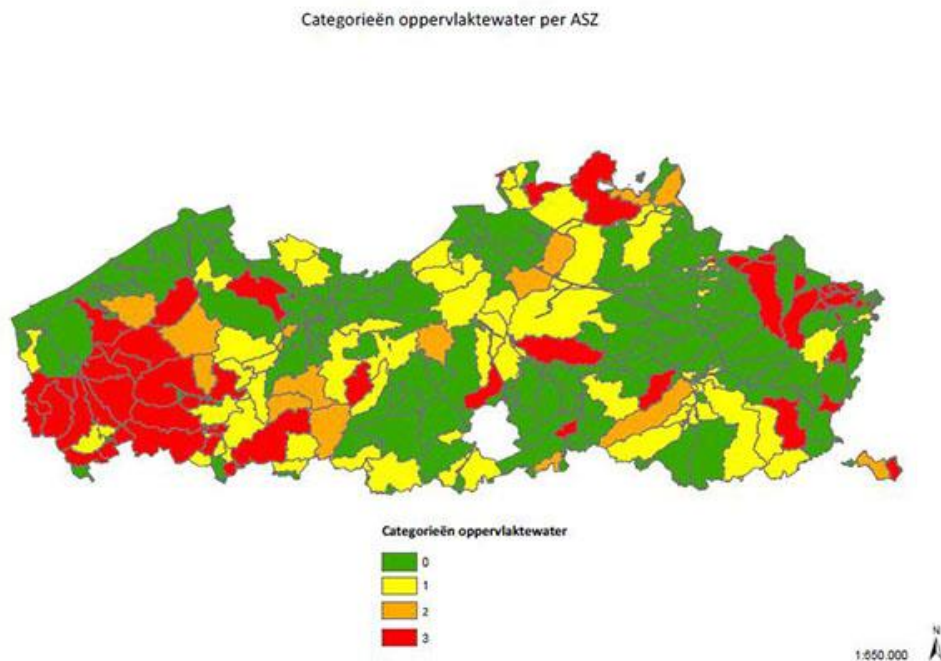
Een alternatief voor de combinatie van teelten is het samen telen van *twee variëteiten* van eenzelfde teelt met een min of meer gelijklopende groei en eigenschappen maar met verschillende gevoeligheden voor weersomstandigheden of ziektes (Juventia *et al.*, 2020; Ditzler *et al.* 2021).

- **Bijkomende acties**

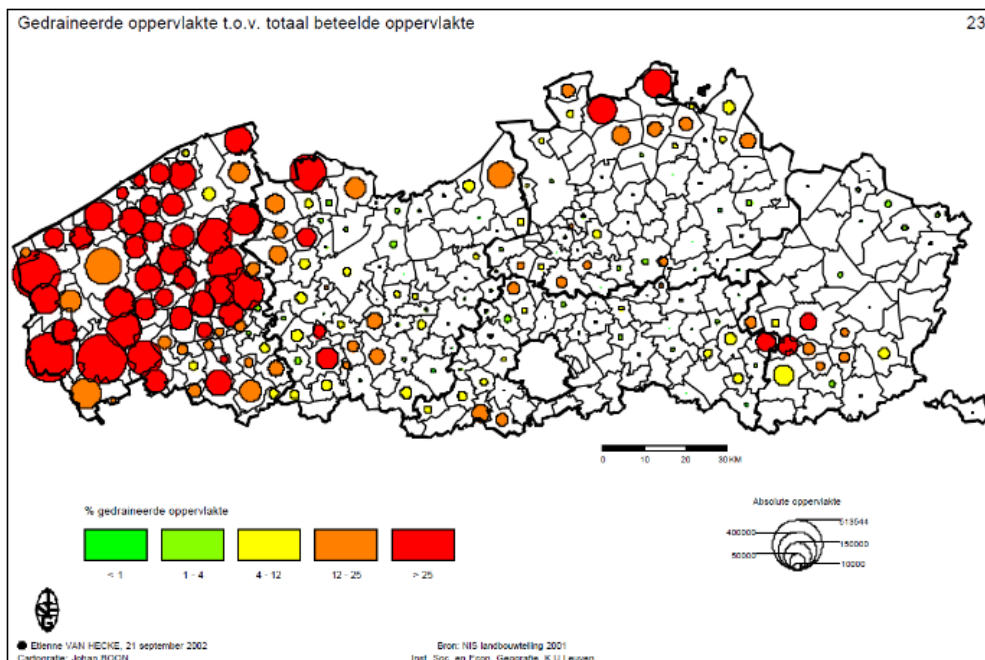
- Peilgestuurde drainage

Bij de vergelijking van de ligging van de afstroomzones in GTopp 2 en 3 met een slechte waterkwaliteit (Figuur 36) en gemeenten met een hoog percentage van gedraineerde percelen (hoewel dit percentage relatief onzeker is) (Figuur 37) blijkt dat er een frappante gelijkenis is tussen beide. Dit geldt voor het Ijzerbekken en de Brugse polders (met uitzondering voor de reële polderregio), het Leiebekken, de boven-Schelde en het Maasbekken (althans in het noorden van de provincie Antwerpen). De overeenstemming klopt niet voor de polders en voor het noordelijke gedeelte van het Maasbekken in de provincie Limburg. Voor de polders is de verklaring dat er bij de zware bodemtextuur meer denitrificatie zal optreden terwijl in het Maasbekken in de provincie Limburg nauwelijks denitrificatie zal optreden in dit zeer grof materiaal.

In regio's met een hoog percentage aan gedraineerde percelen met een snelle afvoer van het water en NO_3^- in het najaar en de winter, is het uiterst moeilijk om met duurzame landbouwpraktijken de waterkwaliteit aanzienlijk te verbeteren. Indien men door het water langer in de bodem te houden, N-opname door de teelt en/of de denitrificatie kan stimuleren, kunnen theoretisch de drainage en N-verliezen verlaagd worden. Peilgestuurde drainage is een end-of-pipe-maatregel die hiervoor in aanmerking komt (Drury *et al.*, 2009; Skaggs *et al.*, 2012; Cartensen *et al.*, 2019; Singh *et al.*, 2022). Naast het effect van peilgestuurde drainage op de N-verliezen moet de impact op de P-beschikbaarheid en mogelijke P-verliezen nagegaan te worden om het risico op "pollution swapping" te kunnen inschatten.



Figuur 36: Overzicht van de gebiedstypes oppervlaktewater 2021 - 2022 (Bron: VMM)



Figuur 37: Het percentage gedraineerde percelen ten opzichte van de totaal betaalde oppervlakte in 2001 (Bronnen: NIS, 2001; Van Hecke *et al.*, 2003)

o Aanleg van oeverbufferszones, denitrificatiebekkens of bioreactoren

In GT 2 en 3, met hoge NO_3^- -concentraties in grond- en/of oppervlaktewater, is het uitermate moeilijk om aan de Nitraatrichtlijn te voldoen. Meer doorgedreven maatregelen zullen hiervoor noodzakelijk zijn. Mogelijkheden zijn de aanleg van oeverbufferzones (riparian buffer strips) (Dhondt *et al.*, 2001 & 2004), denitrificatiebekkens (Huits *et al.*, 2015) of bioreactoren (Nelissen & Dhaese, 2019; Christianson *et al.*, 2021). Uit het onderzoek van Dhondt *et al.* (2001 & 2004) bleek dat een oeverbufferzone van 10 m volstond om het aanwezige NO_3^- grotendeels te denitrificeren. Belangrijk hierbij is dat er voldoende organische koolstof (C) aanwezig is als elektronendonor, dat de zone gedurende het jaar grotendeels waterverzadigd is en dus de redoxpotentiaal laag is. Bovendien speelt de temperatuur een grote rol, waarbij de denitrificatie beduidend hoger zal zijn bij hogere temperaturen. Men kan ook het water in een gracht of beek, voor een MAP-meetpunt, langer trachten vast te houden door de aanleg van denitrificatiebekkens. De eisen naar aanwezige C blijven uiteraard ook hier geldig. De niet overtuigende resultaten in een open put waardoor de Luikbeek stroomt (Huits *et al.*, 2015), zijn, naast een te lage temperatuur, wellicht te wijten aan een tekort aan organische C. Om voldoende C te hebben, kan er een C-rijke biomassa, zoals houtsnippers, in een bioreactor in de gracht aangebracht worden (Nelissen & Dhaese, 2019; Christianson *et al.*, 2021). De grote hoeveelheid opgehouden water zou in de zomer eventueel ook gebruikt kunnen worden voor irrigatie. Door het toevoegen van ijzer-, aluminium- of kalkverbindingen in deze bekkens zou ook de opgeloste P kunnen vastgelegd worden.

Een mogelijk trade-off is de productie van lachgas (N_2O) bij onvoldoende anoxische omstandigheden.

o Bundelen van recente metingen en de voorgeschiedenis van percelen

Lage NO_3^- -N-residu's kunnen maar gehaald worden als de bodemkwaliteit in orde is. Het introduceren van een managementtool zoals het bodempaspoort waar de belangrijkste chemische, fysische en eventueel biologische bodemparameters en voorgeschiedenis op perceelsniveau worden bijgehouden kan een lange termijn bodembeheer en -kwaliteit stimuleren en een betere inschatting van de N-mineralisatiehoeveelheid mogelijk maken (ILVO, 2018). Om de N-vrijstelling via mineralisatie van een perceel zo goed mogelijk te kunnen inschatten, is er nood aan een goede kennis van de voorgeschiedenis van het perceel en dit zowel op korte termijn (nl. voorafgaande teelten en recente organische bemesting) als middellange termijn (gescheurd grasland en frequentie van dierlijke en organische bemesting) (D'Haene & Hofman, 2020; De Neve *et al.*, 2022).

Een dataset van landbouwpercelen zou de bemestingsadviezen kunnen verbeteren. Een kwalitatief N-bemestingsadvies vereist immers het aanleveren van kwalitatieve data omtrent perceel en teelten. Er is echter een mismatch tussen de gewenste en aangeleverde gegevens. Omwille van het gebrek aan voldoende relevante gegevens zijn adviezen momenteel vaak zeer generiek. Het is belangrijk om landbouwers van de meerwaarde van een managementtool als het bodempaspoort te overtuigen (De Neve *et al.*, 2022).

o Geen bodembewerking in het najaar zonder volgteelt

Bodembewerkingen verstoren de bodemstructuur, resulteren in de afbraak van bodemaggregaten en verhoging van de zuurstofvoorziening en doen de N-mineralisatiesnelheid toenemen (D'Haene & Hofman, 2020). Dit zal ook de snelheid van N-mineralisatie van oogstresten verminderen. Bij een vroeg-ingezaaid vanggewas zal het vanggewas meer dan de extra vrijgekomen N door bodembewerking opnemen. Vanuit het standpunt van het

beperken van de NO_3^- -N-residu's in het najaar is het, bij braak na de hoofdteelt die in september of later geoogst wordt, echter aanbevolen om de bodem niet te bewerken na de oogst. Een uitzondering hierop is het zogenaamde 'ploegen op wintervoor' van zware bodems zodat de waterberging tijdens de winter verhoogd wordt en de zware bodems in het voorjaar bewerkbaar zijn.

▪ **Ondersteunende maatregelen**

○ **Einde van de bemestingsperiode**

Het (over)bemesten in het najaar kan nefaste gevolgen hebben voor het NO_3^- -N-residu. Vlaanderen heeft één van de strengste wetgevingen betreffende het bemesten in het najaar (Tzilivakis *et al.*, 2020 & 2021). De uitrijregeling voor dierlijke mest dient gehandhaafd te blijven. Het bemesten na 1 september met minerale meststoffen dient gekoppeld te blijven aan een bodemstaalname en bijhorend bemestingsadvies.

○ **Incentives, resultaatverbintenis en handhaving**

De Mestactieplannen worden door de landbouwers als te restrictief beschouwd. Het belonen van landbouwers als zij de best mogelijke praktijken toepassen die leiden tot (zeer) lage NO_3^- -N-residu's zou een incentive kunnen zijn.

Een uitzondering op een algemene regel vb. uitrijregeling zou aan een resultaatverbintenis gekoppeld kunnen worden.

Het meer aanwezig zijn op het terrein van handhavers van het mestbeleid leidt ook tot gedragswijzigingen (Vodka-acties) die in lagere NO_3^- -N-residu's kunnen resulteren.

○ **Begeleiding van landbouwers**

De Neve *et al.* (2022) besloten dat er veel meer ingezet moet worden op begeleiding van landbouwers bij het interpreteren, uitvoeren en opvolgen van N-bemestingsadviezen. Het is wellicht veel efficiënter om een eenvoudig N-bemestingsadvies te koppelen aan begeleiding, dan om een zeer gedetailleerd N-bemestingsadvies af te leveren waar geen begeleiding bij voorzien is (De Neve *et al.*, 2022).

○ **Het invoeren van een bemestingslicentie**

Er zou, naar analogie met de fytollicentie, een certificaat dat aangeeft dat men als professionele gebruiker, distributeur of voorlichter op een correcte manier met gewasbeschermingsmiddelen kan omgaan, een bemestingslicentie ingevoerd kunnen worden. Net als bij de fytollicentie zouden de gebruikers via verplichte bijscholing op de hoogte blijven van de evoluties omtrent bemesting zodat de risico's voor het leefmilieu zoveel mogelijk beperkt blijven.

6.3 DUURZAME LANDBOUWPRAKTIJEN BIJ VERSCHILLENDE TEELTEN

Hier wordt kort ingegaan op de gemiddelde NO_3^- -N-residu's per gewas(groep) die de laatste 10 jaar tijdens de sperperiode gemeten werden en op de meest voor de hand liggende duurzame landbouwpraktijken om deze NO_3^- -N-residu's verder te minimaliseren.

✓ **Grasland**

De gemiddelde NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode voor grasland zijn laag en schommelden de laatste 10 jaar tussen 30 en 60 kg NO_3^- -N ha⁻¹. Dit is o.a. het gevolg van N-opnames die doorgaan tot laat in het najaar en de toepassing van fractionatie van de N-bemesting. Een landbouwkundig gemiddelde van 30 kg NO_3^- -N ha⁻¹ (Tabel 11) is haalbaar waardoor nog een beperkte winst op het NO_3^- -N-residu kan behaald worden. Begraasde weiden vertonen gemiddeld ietwat hogere NO_3^- -N-residu's omwille van de N-aanrijking door de uitwerpselen van de dieren. Een verdere, beperkte minimalisatie van de NO_3^- -N-residu's bij begraasd grasland kan gehaald worden door (Hofman *et al.*, 1998; Nawara *et al.*, 2021):

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

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

✓ **Voederteelten**

▪ **Kuilmaïs**

De gemiddelde NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode na maïs zijn te hoog, grootte-orde 65 tot 100 kg NO_3^- -N ha⁻¹. Dit is vaak het gevolg van het ruim gebruik van dierlijke mest, een onderschatting van de N-mineralisatie (vooral na gescheurd grasland) en de beperkte N-opnameperiode en beperkte N-opname naar de oogst toe. Landbouwkundig haalbare NO_3^- -N-residu's liggen tussen 50 tot 60 kg NO_3^- -N ha⁻¹ (Tabel 11). Mogelijkheden om de NO_3^- -N-residu's te verminderen, zijn:

- kiezen voor (*half*)vroege *maïscultivars* waardoor een vanggewas kan ingezaaid worden dat nog voldoende residuele N kan opnemen (Cougnon & Reheul, 2021).
- *onderzaai van gras* als vanggewas bij late maïsvariëteiten. Deze praktijk geeft nochtans wisselende resultaten zowel naar het mogelijk risico op daling van de maïsopbrengsten als het lukken van de onderzaai en dus op de NO_3^- -N-residu's in het najaar (LCV, 2020; Van de Ven *et al.*, 2020; Nawara *et al.*, 2021; Cougnon & Reheul, 2022).

- *rij- of bandbemesting* werd in verschillende studies geëvalueerd, vaak met een beperking op de N-bemesting. De effecten op de NO_3^- -N-residu's zijn wisselend (Odeurs *et al.*, 2014; Van de Ven *et al.*, 2014; Nawara *et al.*, 2021).
- theoretisch kan ook een *fractionatie* van de N-bemesting overwogen worden. Probleem is dat vaak het overgrote deel van de werkzame N al is toegediend als dierlijke mest, dat een N-bijbemesting vaak minimaal is en de bodem reeds te droog kan zijn (Nawara *et al.*, 2021).
- het *doorbreken van een monocultuur* maïs zal de bodemkwaliteit verbeteren dat kan gepaard gaan met hogere opbrengsten en lagere NO_3^- -N-residu's. Teeltrotatie is een belangrijke strategie om N-verliezen te beperken en de N-efficiëntie te verhogen (Nevens & Reheul, 2001), maar het effect vertoont grote verschillen tussen jaren (Nawara *et al.*, 2021).

- Voederbieten

Voederbieten nemen zeer efficiënt N op zodat de NO_3^- -N-residu's bij de oogst laag zijn. Landbouwkundig haalbare NO_3^- -N-residu's bij de oogst bedragen grofweg $20 \text{ kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$ (Tabel 11). Het *afvoeren van de bietenbladeren* is de enige zinvolle maatregel om de N-drainageverliezen tijdens de winter te minimaliseren (Velthof & Kuikman, 2000; Zwart *et al.*, 2004; De Waele *et al.*, 2017; Nawara *et al.*, 2021).

✓ **Akkerbouwteelten**

- Graangewassen

Bij graangewassen is fractionatie van de N-bemesting al lang ingeburgerd (best op basis van een N_{\min} -meting in het voorjaar) hetgeen mede verantwoordelijk is voor de meestal lage NO_3^- -N-residu's bij de oogst. De gemiddelde NO_3^- -N-residu's, gemeten in de sperperiode, schommelen de laatste jaren tussen 50 en $75 \text{ kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$. Deze NO_3^- -N-residu's zijn relatief hoog en zijn te wijten aan de N-mineralisatie na de graanoogst, het niet altijd inzaaien van een vanggewas en het toepassen van drijfmest voor de inzaai van een vanggewas. De meest voor de hand liggende en meest efficiënte praktijk is het tijdig inzaaien (voor 1 september) van een vanggewas waardoor de gemiddelde NO_3^- -N-residu's in het najaar onder de $40 \text{ kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$ kunnen blijven. Dit komt overeen met de mediaan van de NO_3^- -N-residu's van graangewassen gevolgd door een vanggewas gemeten in de sperperiode van de droge jaren 2017 - 2019. In 2014 - 2016 bevonden 75% van de gemeten NO_3^- -N-residu's van percelen met graangewassen gevolgd door een vanggewas zich onder $40 \text{ kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$ (Bron: VLM).

Het is eveneens te overwegen om een mengsel van niet vorst-resistente en vorst-resistente vanggewassen in te zaaien waardoor bij vroege vorst de N-levering uit het niet-vorstvrije gewas minstens nog gedeeltelijk kan opgenomen worden door het vorstresistente gewas (Nawara *et al.*, 2021).

- Aardappelen

De gemiddelde NO_3^- -N-residu's na de oogst van aardappelen zijn hoog en schommelen gedurende de laatste 10 jaar tussen 80 en $160 \text{ kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$. Dit is o.a. te wijten aan het feit dat aardappelen, in tegenstelling tot een aantal andere gewassen, naar opbrengst toe nog positief reageren op een beperkte overbemesting. Aardappelen hebben bovendien een beperkt wortelstelsel en worden op een relatief grote tussen-rijafstand geplant waardoor de NO_3^- -N-residu's sowieso wat hoger zijn bij andere gewassen. Aardappelen zijn droogtegevoelig waardoor in drogere jaren

opbrengsten en N-opnames beperkt zijn met als gevolg hoge NO_3^- -N-residu's. Tenslotte wordt het loof vernietigd een paar weken voor de oogst waardoor N wordt vrijgesteld uit de afgestorven stengels en bladeren. Mogelijkheden om de NO_3^- -N-residu's bij aardappelen te reduceren, zijn:

- de vaak beperkte overbemesting achterwege laten,
- irrigatie, eventueel fertigatie, in droge jaren,
- telen van (half)vroege aardappelen die toelaten om nog met goed gevolg een vanggewas in te zaaien,
- fractionatie van de N-bemesting en een rij- of bandbemesting. Hierbij dient opgemerkt dat de effecten op de NO_3^- -N-residu's niet éénduidig zijn (De Blauwer *et al.*, 2013a & b in Nawara *et al.*, 2021).

Hoewel de hoge landbouwkundige drempelwaarde (Tabel 11) wellicht nog beperkt naar beneden kan, zullen deze hoog blijven. Het valt dan ook te overwegen om in gebieden met een lage AF, het areaal aan aardappelen te beperken.

▪ **Suikerbieten**

Net zoals bij voederbieten zijn de gemiddelde NO_3^- -N-residu's bij de oogst van suikerbieten zeer laag, grootte-orde 20 kg NO_3^- -N ha⁻¹. De gemeten NO_3^- -N-residu's in het najaar zijn wat hoger, schommelend tussen 30 en 55 kg NO_3^- -N ha⁻¹, dit als gevolg van N-nalevering uit de bietenbladeren na de oogst. Het is dan ook aangewezen om de *bietenbladeren van het veld te halen*. Hierdoor wordt zowel het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winter als het optreden van denitrificatieverliezen met mogelijke emissies van N₂O vermeden (Velthof & Kuikman, 2000; Zwart *et al.*, 2004; Nawara *et al.*, 2021). Dit geldt tot op zeker niveau ook bij het later inwerken waarbij een groter gedeelte van de gemineraliseerde N uit de bietenbladeren niet beneden 90 cm zal uitgelooft worden.

Het Koninklijk Belgisch Instituut tot Verbetering van de Biet (KBIVB) adviseert daarenboven een *gefractioneerde* N-bemesting bij zeer doorlaatbare zand- of zandleemgronden (Legrand & Vanstallen, 2000; Nawara *et al.*, 2021).

✓ **Groenten**

Met uitzondering van een beperkt aantal groentegewassen, zoals spruitkool, worden (te) hoge NO_3^- -N-residu's in het najaar waargenomen. Voor bv. bloemkool en prei schommelden de NO_3^- -N-residu's de laatste 10 jaar globaal tussen 80 en 150 kg NO_3^- -N ha⁻¹, afhankelijk van de weersomstandigheden. Omwille van de beperkte beworteling en de vaak relatief brede tussen-rijafstand wordt bij de meeste groenten een N-bemestingshoeveelheid op basis van een hoog latent NO_3^- -N-residu's berekend (Coopman *et al.*, 2014). De kwaliteitseisen voor groenten ervaren landbouwers als een drempel om scherp op de snee te bemesten (D'Haene *et al.*, 2018b & 2019). Zij denken dat ze de vereiste kwaliteit niet gaan halen en passen een extra zekerheidsbemesting toe. Uit analyse van bemestingsproeven voor verschillende groenteteelten (D'Haene *et al.*, 2019) blijkt dat deze perceptie ongegrond is. Daarenboven worden de meeste groenten in de vegetatieve fase geoogst zodat tot aan de oogstdatum voldoende zogenoemde latente N dient aanwezig te zijn om opgenomen te kunnen worden. Uit Tabel 11 blijkt dat de landbouwkundig haalbare NO_3^- -N-drempelwaarden (tot een diepte van 90 cm) bij de oogst onder de 60 NO_3^- -N ha⁻¹ kunnen blijven. Dit betekent dat de waarden van de latente minerale N, gegeven in Coopman *et al.* (2014) toch wel ruim zijn voor een aantal groentegewassen. Tussen de oogst en de meting van het NO_3^- -N-residu in het najaar kan nog N-mineralisatie uit BOS en oogstresten optreden hetgeen het NO_3^- -N-residu verder de hoogte injaagt. Mogelijkheden om de te hoge NO_3^- -N-residu's na groenten te beperken zijn o.a.:

- de bemesting optimaliseren waarbij ook meer rekening wordt gehouden met de effecten op de NO_3^- -N-residu's,

- het veralgemenen van N-fractionering waar het mogelijk is met speciale aandacht voor late groenten waar een late N-bijbemesting met een bemestingsadvies moet gepaard gaan,
- het verwijderen van *N-rijke oogstresten* (zie Tabel 14) (Agneessens *et al.*, 2014a & b),
- bij groenten waar de wortels nog *intact* zijn, is het laten staan van de *oogstresten* en later onderwerken een alternatief. Door de aanwezigheid van oogstresten op het veld creëert men wel een potentieel risico op ziektes (Velthof & Kuikman, 2000; Agneessens *et al.*, 2014b),
- waar mogelijk en economisch verantwoord een vroeg vanggewas inzaaien i.p.v. een dubbelteelt groenten (Agneessens *et al.*, 2014b; Nawara *et al.*, 2021),
- onderzaai van een vanggewas. De eerste resultaten van de *onderzaai van vanggewassen* zijn positief vb. Italiaans raaigras, winterrogge en phacelia vier weken na het planten van de bloemkool. Er was geen invloed op de opbrengst van de bloemkool, maar het minerale-N-gehalte tussen de plantrijen was wel lager bij de onderzaai van een vanggewas. Uit bezorgdheid voor een negatieve invloed op de hoofdteelt, de onkruiddruk en de onzekere opkomst van de onderzaai is het draagvlak bij de telers om dit toe te passen eerder beperkt (Agneessens *et al.*, 2014b; Nawara *et al.*, 2021),
- rekening te houden met de *NO₃⁻-N-verdeling in het bodemprofiel* en de keuze van de teelt af te stemmen op deze verdeling (N-(eco)², 2002b, D'Haene *et al.*, 2018b),
- bij najaarsgroenten kiezen voor variëteiten die efficiënt N opnemen zoals de Giewont-variëteit bij bloemkool (Lauwers, 2021; Anonymus, 2022b),
- kiezen voor grondloze floatingsystemen voor gewassen met hoge NO₃⁻-N-residu's indien economisch haalbaar (Amery *et al.*, 2013; Van de Sande & De Cuyper, 2019).

✓ Sierteelt en boomteelt

De sierteelt en boomkweek omvatten een uitgebreid assortiment van gewassen. Vaak worden ook hier nog te hoge NO₃⁻-N-residu's in het najaar (80 - 150 kg NO₃⁻-N ha⁻¹) vastgesteld.

Om NO₃⁻-uitloging te vermijden, schakelen sommige telers bij teelten met een hoge toegevoegde waarde en een hoog risico hoge NO₃⁻-N-residu's over naar *pot- en containerteelt* (Anonymus, 1989; Van Haecke, 2010).

In de vollegrondssierteelt bewijzen *vanggewassen* ook hun nut, ook al aarzelen heel wat telers om ze in te zaaien omdat ze liever een onkruidbestrijding tot eind oktober/november willen uitvoeren (Bracke, 2020; Nawara *et al.*, 2021).

6.4 CONCLUSIES BETREFFENDE LANDBOUWPRAKTIJKEN OM HET NITRAAT-STIKSTOFRESIDU TE REDUCEREN

Gewassen geteeld in bodems die in een goede fysische, chemische en biologische conditie verkeren, zullen de beschikbare N beter benutten, met lagere NO_3^- -N-residu's tot gevolg. Voor bodemkwaliteit is het BOS-gehalte een belangrijke parameter. Nochtans worden vaak hoge NO_3^- -N-residu's gemeten in bodems met een hoog BOS-gehalte hetgeen gelinkt kan worden aan een hoge N-vrijstelling via mineralisatie. In bodems met een hoog BOS-gehalte is het telen van een gewas dat nog laat in het najaar N opneemt of de vroege inzaai van een vanggewas aangewezen. Een bodem-pH binnen de streefzone en het elimineren van bodemverdichting zijn tevens noodzakelijk om lage NO_3^- -N-residu's te realiseren.

De N-bemesting kan het efficiëntst ingezet worden door te bemesten volgens het principe van de 4 J's: aan de juiste dosis, op het juiste tijdstip, met de juiste mestsoort, en met de juiste techniek.

Wetenschappelijk onderbouwde bemestingsadviezen, indien minutieus opgevolgd door de landbouwers, zouden een garantie moeten zijn voor de realisatie van lage NO_3^- -residu's. Er wordt nochtans vastgesteld dat de N-adviezen vooral focussen op het economische rendement en het vermijden van het risico op suboptimale opbrengsten en minder op de milieuconsequenties van (te) hoge NO_3^- -N-residu's.

Een fractionatie van de N-bemesting kan ervoor zorgen dat er efficiënter bemest wordt wat kan leiden tot een reductie van de NO_3^- -N-residu's.

De N-vorm in N-houdende meststoffen bestaat uit NO_3^- , NH_4^+ of ureum of een combinatie hiervan. Ammonium- en ureumhoudende meststoffen zijn onderhevig aan NH_3 -vervluchtiging, terwijl NO_3^- -houdende meststoffen gemakkelijk N-verliezen door uitloging en eventueel door denitrificatie indien de meststoffen onder natte omstandigheden worden toegediend. Dit zal de N-efficiëntie van de N-meststoffen beïnvloeden maar het effect op de NO_3^- -N-residu's zal wellicht eerder beperkt zijn.

Rij- en bandbemesting worden gepromoot om de N-efficiëntie te verhogen en de NO_3^- -N-residu's te reduceren. Wat dit laatste betreft, zijn de onderzoeksresultaten niet éénduidig en situeert het voordeel van rij- en bandbemesting zich vooral in het vermijden van overlappingsen en het voorkomen van meemesten van aangrenzende waterlopen.

Het is moeilijker om lage NO_3^- -N-residu's te realiseren in droge jaren. Irrigatie en eventueel fertigatie kunnen voor een beperkt areaal in Vlaanderen een oplossing bieden.

Teeltrotatie en mengteelten hebben ook een effect op de NO_3^- -N-residu's tijdens het najaar en het risico op N-verliezen tijdens de winter.

Het leidt geen twijfel dat het vroeg inzaaien van een vanggewas (liefst voor 1 september en niet na 15 september) één van de beste oplossingen is om de NO_3^- -N-residu's in het najaar te beperken. Als het doel van de inzaai van een vanggewas is om NO_3^- -uitloging te beperken dan is er geen reden om te bemesten. Voor andere doeleinden zoals



bodemkwaliteit of aaltjesbestrijding is er voldoende opbrengst nodig en kan het beperkt bemesten van vanggewassen bij lage NO_3^- -N-hoeveelheden bij de oogst zoals bij granen en een vroeg-ingezaaid vanggewas een positief effect hebben. Het inzaaien van een vanggewas na 1 oktober, na de oogst van vb. maïs of aardappelen, heeft vanuit het oogpunt van een reductie van het NO_3^- -N-residu tot begin januari weinig zin. Om deze reden is er nogal wat interesse in de onderzaai van gras in maïs. Het slagen van deze onderzaai is soms problematisch en dus ook het effect op de NO_3^- -N-residu's. De beste lange termijn strategie na maïs en aardappelen is het vroeg oogsten, o.a. door gebruik te maken van vroege variëteiten, waardoor het toch nog mogelijk is om met succes voor 15 september een vanggewas in te zaaien.

Bij mengteelten van vanggewassen wordt het best gekozen voor een combinatie van vorstgevoelige, bladrijke en niet-vorstgevoelige, grasachtige vanggewassen. Bij een vroege vorst kunnen de vorstgevoelige vanggewassen in het late najaar reeds N vrijstellen die door het grasachtige vanggewas opgenomen kan worden.

Het doorbreken van de monocultuur resulteert in een hogere N-efficiëntie, heeft een positief effect op de bodemstructuur en het BOS-gehalte en beperkt de ziekte- en onkruiddruk. Bij het afwisselen van voederteelten en grasland worden na het scheuren van grasland in het volgend najaar vaak (zeer) hoge NO_3^- -residu's vastgesteld. Het is aangewezen om geen of hoogstens een zeer beperkte N-bemesting na het scheuren van grasland toe te passen en als volggewas te kiezen voor een teelt(combinatie) die veel N opneemt.

Eveneens de keuze van de variëteit beïnvloedt de NO_3^- -N-residu's tijdens het najaar en het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winter.

Vroeg oogstbare variëteiten van de hoofdteelten laten toe om vroeger een effectiever vanggewas in te zaaien. Variëteiten die N efficiënt benutten, kunnen ook een bijdrage leveren aan de reductie van NO_3^- -N-residu's. Een recent voorbeeld is de Giewont-variëteit bij bloemkool die nog tot kort voor de oogst efficiënt N opneemt. Ook het telen van droogteresistente variëteiten die een diepe en of intense beworteling hebben zijn hierbij relevant.

Het verwijderen van N-rijke oogstresten in het najaar is eveneens een effectieve maatregel om de NO_3^- -verliezen door uitloging te minimaliseren. Er dient wel nog gezocht te worden naar praktijken om deze oogstresten van de percelen te verwijderen en valoriseren.

Het uit de grond telen van gewassen die vaak hoge NO_3^- -N-residu's in de bodem achterlaten kan deze problematiek oplossen. Dit gaat echter gepaard met hoge kosten en is slechts haalbaar voor gewassen met een hoge toegevoegde waarde.

Een aantal bijkomende toekomstige landbouwpraktijken en beleidsmaatregelen kunnen een verdere bijdrage leveren tot het minimaliseren van de NO_3^- -N-residu's in het najaar en dus het reduceren van de N-verliezen.

- Het telen van meer zogenaamde niet-nitratgevoelige gewassen, vooral in gebieden met te hoge NO_3^- -concentraties in het grond- en oppervlaktewater, dient overwogen te worden. Omwille van economische redenen stelt men vast dat vaak het omgekeerde gebeurt met een toename in areaal van gewassen die hoge NO_3^- -N-gehalten bij de oogst achterlaten zoals aardappelen en bepaalde groenten.
- Het afwisselen van ondiep- en diepwortelende teelten kan ook bijdragen tot het reduceren van de NO_3^- -N-residu's.

- Het meer plaats specifiek bemesten door gebruik te maken van precisietechnieken zoals bodemscans, sensoren, satelliet- of dronebeelden, etc. Er is nog wel onderzoek nodig om deze beelden correct te interpreteren. De grootste tekortkoming van deze technieken is dat men nog niet in staat is om in real-time minerale N in de bodem te meten.
- Correcte en vlugge in-situ metingen van de nutriënteninhoud van mengmest zijn dringend noodzakelijk om juist te bemesten en dus om het NO_3^- -N-residu onder controle te houden.
- Vlug uitvoerbare niet invasieve metingen op het gewas kunnen een alternatief zijn om na te gaan of er voldoende N beschikbaar is, dit op voorwaarde dat een N-gebrek kan onderscheiden worden van andere stressfactoren zoals droogte of de aanwezigheid van een ploegzool.
- Mengteelten waarbij een diepwortelende hoofdteelt gecombineerd wordt met bv. een vlinderbloemig gewas kunnen leiden tot lagere NO_3^- -N-residu's t.o.v. de reinteelt van het vlinderbloemig gewas.
- Peilgestuurde drainage en de aanleg van oeverbufferzones, denitrificatiebekkens of bioreactoren zijn end-of-pipe oplossingen om de NO_3^- -concentraties in oppervlaktewater te minimaliseren.
- Een managementtool op perceelsniveau zoals het bodempaspoort kan indicaties bevatten van opbrengstpotentieel, N-mineralisatie, etc. waardoor N-bemesting kan geoptimaliseerd worden.
- De uitrijregeling met een verbod op nutriëntentoeiding die zich globaal situeert tussen 1 september en 15 februari is een goede maatregel om het NO_3^- -N-residu te verlagen. De uitzonderingen op de uitrijregeling dienen zo beperkt mogelijk te zijn en zouden eventueel kunnen gekoppeld worden aan een resultaatverbintenis.
- Andere mogelijke acties zijn geen bodembewerking in het najaar zonder volgteelt, incentives en handhaving, begeleiding van de landbouwers en het invoeren van een bemestingslicentie

De hierboven vermelde huidige of toekomstige duurzame landbouwpraktijken kunnen de kloof tussen de berekende milieu- en landbouwkundige drempelwaarden theoretisch op 2 manieren verkleinen. De milieukundige drempelwaarden kunnen voor specifieke situaties verhogen t.o.v. de berekende milieukundige drempelwaarden door het toepassen van sommige huidige of toekomstige duurzame landbouwpraktijken, maar enkel voor duurzame landbouwpraktijken die invloed hebben op de N-opname of de NO_3^- -uitspoeling na de meting van het NO_3^- -N-residu. Andere huidige of toekomstige landbouwpraktijken zullen voor specifieke situaties resulteren in lagere landbouwkundige drempelwaarden dan de landbouwkundige drempelwaarden bepaald in de bemestingsproeven. Door de interactie van teelt, textuur en weersomstandigheden zijn de proefveldresultaten te beperkt om het effect van de hiervoor vermelde duurzame landbouwpraktijken op de NO_3^- -uitloging te kwantificeren.

7 SAMENVATTING

Vanuit de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) werd gevraagd om op basis van een literatuurstudie milieu- en haalbare landbouwkundige NO_3^- -N-drempelwaarden voor te stellen en welke huidige en toekomstige duurzame landbouwpraktijken kunnen bijdragen om beide drempelwaarden dichterbij elkaar te brengen en dus zoveel mogelijk te voldoen aan de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water.

Nitraatuitloging komt voor wanneer er NO_3^- -N in het bodemprofiel geaccumuleerd is en dit door een periode zonder teelt en/of met hoge drainage gevolgd wordt. Het risico op NO_3^- -uitloging is in Noordwest Europa het hoogst in de winter. In de inleiding van dit rapport wordt gefocust op dit verband tussen NO_3^- -N-residu's in de bodem in het najaar en de NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater. Tevens wordt kort melding gemaakt welke regio's en op welke wijze deze gebruik maken van NO_3^- -N-residu's als indicator bij de implementatie van de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water.

In hoofdstuk 3 worden milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden besproken. Bij milieukundige NO_3^- -N-residu-drempelwaarden is het de doelstelling om aan een maximale NO_3^- -concentratie in het grond- of oppervlaktewater te voldoen. De NO_3^- -uitspoeling tijdens de winter wordt naast de NO_3^- -N-residu's in de bodem in het najaar eveneens beïnvloed door de bodemtextuur en de processen die na de staalname plaatshebben zoals de mineralisatie uit BOS en oogstresten, de N-opname door een nateelt of N-vastlegging in effectieve organische stof (immobilisatie) en gasvormige verliezen. Met modellen kunnen, op basis van de NO_3^- -N-residu's en rekening houdend met de bodemtextuur en de processen die na de staalname plaatsvinden, de NO_3^- -concentraties op -90 cm berekend worden. Eenzelfde gesimuleerde NO_3^- -concentratie op -90 cm kan echter omwille van de uiteenlopende grootte van de attenuatieprocessen in de ondergrond en verschillende attenuatiefactoren een verschillend effect op de NO_3^- -concentratie van grond- en oppervlaktewater hebben. De kwetsbaarheid van het grond- en oppervlaktewater voor de N-inputs vanuit de landbouw hangt immers ook af van de natuurlijke processen afbraak en verdunning van NO_3^- die in de ondergrond tijdens het transport naar en in het grond- en oppervlaktewater plaatsvinden. Zodoende moeten milieukundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor relevante situaties bepaald worden. Relevante situaties zijn combinaties van de belangrijkste teelten en attenuatiefactorwaarden.

Op basis van de beschikbare literatuur is het erg moeilijk om ondubbelzinnig maximale NO_3^- -N-drempelwaarden af te leiden die aan een specifieke milieuvoorwaarde voldoen. Een analyse van de Vlaamse studies van de laatste 20 jaar waarbij milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden voorgesteld werden, toont overduidelijk het belang van de berekende attenuatiefactorwaarden. Hierbij is het belangrijk om aan te geven dat de gebruikte methodieken verschillend zijn en dat de afgeleide attenuatiefactorwaarden en de voorgestelde NO_3^- -N-drempelwaarden zeker niet één op één vergelijkbaar zijn. Voor de verschillende methoden worden de laagste NO_3^- -N-drempelwaarden voor zandbodems vastgesteld en nemen de verschillen in NO_3^- -N-drempelwaarden tussen zand- en niet-zandbodems toe met stijgende attenuatiefactorwaarden. De volgorde van lage naar hoge NO_3^- -N-drempelwaarden, in functie van het gewas of gewasgroep, blijft min of meer behouden voor de verschillende methodieken. De hoogste milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden gelden voor gewassen die ook in het late najaar en de winter nog N opnemen zoals gras of vanggewassen. Ook voor gewassen die N kunnen immobiliseren in het najaar, zoals

oogstresten van maïs, zijn de NO_3^- -N-drempelwaarden hoger dan voor gewassen die in het najaar en de winter N vrijstellen uit oogstresten zoals bieten of bepaalde groenten.

Tussen 2011 en 2020 schommelden de gemiddelde NO_3^- -N-residu's gemeten in de sperperiode tussen 51 en 90 kg NO_3^- -N ha^{-1} met overschrijdingen van de 50 mg NO_3^- per liter tussen respectievelijk 20 en 38% van de MAP-meetpunten oppervlaktewater. Deze vaststelling, gekoppeld aan de berekende milieukundige NO_3^- -N-drempelwaarden voor verschillende situaties, leidt tot de conclusie dat, om aan de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water te voldoen, het gemiddelde NO_3^- -N-residu minstens onder de 50 kg NO_3^- -N ha^{-1} moet liggen. Deze NO_3^- -N-residu's dienen ook lager te zijn in zand- dan niet-zandbodems. Dit is eveneens het geval voor bodems gelegen gebieden met lage attenuatiefactorwaarden.

De NO_3^- -N-hoeveelheden gemeten in het najaar zijn naast een indicator van het risico op NO_3^- -uitloging tijdens de winterperiode, ook een indicator van de N-bemestingsstrategie. De NO_3^- -N-residu's gemeten in het najaar zijn immers het resultaat van het management van de landbouwer vb. N-bemestingshoeveelheid, de teeltkeuze, weersomstandigheden en inherente eigenschappen van de bodem vb. bodemtextuur. Bij het bepalen van de landbouwkundige NO_3^- -N-residudrempelwaarden voor een specifieke teelt wordt er nagegaan wat bij de huidige landbouwpraktijken en normale weersomstandigheden de latente NO_3^- -N-hoeveelheid in het bodemprofiel is. Dit latent NO_3^- -N-residu is de minimale NO_3^- -N-hoeveelheid die in het bodemprofiel, in functie van de bewortelingsdiepte van de teelt, aanwezig moet zijn op het ogenblik van de maximale N-inhoud van de teelt.

In hoofdstuk 4 worden haalbare landbouwkundige NO_3^- -N-drempelwaarden (tot -90 cm) bij de oogst afgeleid uit de latente NO_3^- -N-residu's, gebaseerd op N-trappenproeven. De gemiddelde landbouwkundige haalbare NO_3^- -N-residu's zijn het laagst voor grasland, bieten en spruitkool, gevolgd door graangewassen. Hogere latente NO_3^- -N-residu's worden vastgesteld bij maïs, een aantal groentegewassen en aardappelen.

Bij een toetsing van de milieukundige aan de haalbare landbouwkundige drempelwaarden (hoofdstuk 5) kan geconcludeerd worden dat voor situaties met niet al te lage attenuatiefactorwaarden er voor gras, granen met een vanggewas, bieten met afvoer van de bladeren en spruitkool met afvoer van de oogstresten, het halen van de landbouwkundige NO_3^- -N-drempelwaarden in het najaar volstaat om de NO_3^- -concentraties in het oppervlaktewater binnen de grenzen van de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water te houden. Voor de meeste andere gewassen zijn de haalbare landbouwkundige NO_3^- -N-drempelwaarden hoger dan de milieukundige.

In hoofdstuk 6 worden huidige en toekomstige duurzame landbouwpraktijken besproken die de kloof tussen milieukundige drempelwaarden en NO_3^- -N-residu's gemeten in de bodem in het najaar kunnen reduceren. De kloof tussen de berekende milieu- en landbouwkundige drempelwaarden kan theoretisch op 2 manieren verkleind worden. De milieukundige drempelwaarden kunnen voor specifieke situaties verhogen t.o.v. de berekende milieukundige drempelwaarden door het toepassen van sommige huidige of toekomstige duurzame landbouwpraktijken, maar enkel voor duurzame landbouwpraktijken die invloed hebben op de N-opname of de NO_3^- -uitspoeling na de meting van het NO_3^- -N-residu. Andere huidige of toekomstige landbouwpraktijken zullen voor specifieke situaties resulteren in lagere landbouwkundige drempelwaarden dan de landbouwkundige drempelwaarden bepaald in de

bemestingsproeven. Door de interactie van teelt, textuur en weersomstandigheden zijn de proefveldresultaten te beperkt om het effect van de duurzame landbouwpraktijken op de nitraatuitloging te kwantificeren.

Een belangrijke huidige duurzame landbouwpraktijk is werken aan een goede bodemkwaliteit met vooral aandacht voor het BOS-gehalte, de pH en het vermijden van bodemverdichting.

Naast het zorgen voor een goede bodemkwaliteit is het correct bemesten volgens het principe van de 4J's zeer belangrijk. Het vragen van een bemestingsadvies en het rigoureuus opvolgen van dit advies zijn van het grootste belang. Bij de bemestingsadviezen dient wel meer rekening gehouden te worden met de noodzakelijkheid om, naast het economisch rendement, zo laag mogelijke NO_3^- -N-residu's te halen, m.a.w. de adviezen dienen zo scherp mogelijk zijn.

Het telen van een vroeg ingezaaid vanggewas kan in belangrijke mate bijdragen tot het minimaliseren van de NO_3^- -N-residu's. (Half)vroege gewasvariëteiten, bij bv. maïs en aardappelen, maken het mogelijk om tijdig een vanggewas in te zaaien dat nog voldoende residuele NO_3^- -N kan opnemen.

Sommige landbouwpraktijken bv. irrigatie, doorbreken van monoculturen, mengteelten, minder droogtegevoelige variëteiten, ... hebben eerder een indirect effect op het NO_3^- -N-residu in de sperperiode omdat ze resulteren in robuustere teelten die minder gevoelig zijn aan stress door ongunstige weersomstandigheden of ziekten en plagen.

Het verwijderen van N-rijke oogstresten in het najaar is eveneens een effectieve maatregel om de NO_3^- -uitloging te minimaliseren.

Aangezien de huidige landbouwpraktijken en regelgeving onvoldoende blijken te zijn om aan de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water te voldoen, dienen verdere mogelijkheden, om deze NO_3^- -N-residu's en N-verliezen te minimaliseren, onderzocht en geïmplementeerd te worden.

Het opdrijven van het areaal niet-nitraatgevoelige gewassen in gebieden met een onvoldoende waterkwaliteit kan hiervoor overwogen worden.

Het meer plaatsspecifiek bemesten heeft potentieel hoewel het niet direct kunnen meten van de aanwezige minerale N in de bodem een knelpunt blijft. Dit is eveneens het geval voor het in-situ meten van de samenstelling van mengmest.

Lage NO_3^- -N-residu's kunnen maar gehaald worden als de bodemkwaliteit in orde is. Het introduceren van een managementtool op perceelsniveau zoals het bodempaspoort waar de belangrijkste chemische, fysische en eventueel biologische bodemparameters en voorgeschiedenis worden bijgehouden, kan het lange termijn bodembeheer en -kwaliteit stimuleren.

In afstroomzones waar bij het behalen van de landbouwkundige NO_3^- -N-residu's in combinatie met andere perceelsmaatregelen het moeilijk is om de gewenste verbeteringen in de waterkwaliteit te realiseren, kan het potentieel van end-of-pipe oplossingen bekeken worden. End-of-pipe oplossingen zijn peilgestuurde drainage en de aanleg van oeverbufferzones, denitrificatiebekkens of bioreactoren. De efficiëntie ervan is vooral afhankelijk van de aanwezigheid van organische C, de redoxpotentiaal en de temperatuur.

Om landbouwers te stimuleren zou men "incentives" kunnen geven aan degene die er in slagen om (zeer) lage NO_3^- -N te behalen. Door begeleiding en de invoering van een bemestingslicentie zou de gebruiker via verplichte



bijscholing op de hoogte blijven van de evoluties omtrent bemesting zodat de risico's voor het leefmilieu zoveel mogelijk beperkt blijven.

De aanvaardbare NO_3^- -N-drempelwaarden om aan de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water te voldoen, worden hoofdzakelijk beïnvloed door verschillen in attenuatiefactorwaarden. Een mogelijke differentiatie van NO_3^- -N-drempelwaarden, in functie van de hiervoor vermelde attenuatiefactorwaarden is louter wetenschappelijk gezien, te verantwoorden.

REFERENTIES

- Agneessens, L., De Waele, J., De Neve, S., 2014a. Review of alternative management options of vegetable crop residues to reduce nitrate leaching in intensive vegetable rotations. *Agronomy*, 529-555.
- Agneessens, L., Vandecasteele, B., Van De Sande, T., Goovaerts, E., Crappé, S., Elsen, A., Willekens, K., De Neve, S., 2014b. Onderzoek naar het beheer van oogstresten bij vollegrondsgroenten en mogelijkheden van vanggewassen en teeltrotaties met het oog op de waterkwaliteitsdoelstellingen van het Actieprogramma 2011-2014 (MAP 4): Hoofdrapport. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 149 p.
- Aliche, E.B., Oortwijn, M., Theeuwen, T.P.J.M, Bachem, C.W.B., Visser, R.G.F., van der Linden, C.G., 2018. Drought response in field grown potatoes and the interactions between canopy growth and yield. *Agricultural Water Management* 206, 20-30.
- Amery, F., Vandecasteele, B., De Vis, R., Crappé, S., Van de Sande, T., Mechant, E., De Bolle, S., Willekens, K., De Neve, S., 2013. NUTRIHORT: Nutrient management, innovative techniques and nutrient legislation in intensive horticulture for an improved water quality. Fact sheets from the benchmark study on innovative techniques and strategies for reduction of nutrient losses in horticulture. September 16-18, 2013, Gent, 130 p.
- Anonymus, 1989. Boomkweker schakelt over op containerteelt. *Reformatorsch Dagblad* 11/08/1989.
- Anonymus, 2001. Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung - SchALVO) vom 20. Feb. 2001. *Gesetzblatt für Baden-Württemberg* 2001/4, p. 145-182.
- Anonymus, 2015. Bodemverdichting. Zet de bodem niet onder druk. Afdeling Gebiedsontwikkeling, Omgevings-plannen en -projecten. Land en Bodembescherming, Departement Omgeving, Brussel, 2 p.
- Anonymus, 2018. Statistische analyse nitraatresidu. Eindrapport. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 101 p.
- Anonymus, 2019a. 6^{de} actieprogramma in uitvoering van de Nitraatrichtlijn 2019-2022, Definitief actieprogramma. Brussel, 83 p.
- Anonymus, 2019b. Invloed van pH en bekalking op stikstofbemesting, -nitraatresidu en -uitspoeling. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 135 p.
- Anonymus, 2021a. Insectenschade in mais. <https://www.maisexpert.nl/insectenschade-in-mais/>
- Anonymus, 2021b. Meer rassen en meer gewassen maken landbouw klimaatrobuuster. *Landbouwleven*, <https://www.landbouwleven.be/10960/article/2021-05-26/meer-rassen-en-meer-gewassen-maken-landbouw-klimaatrobuuster>
- Anonymus, 2021c. 7^e Nederlandse actieprogramma betreffende de Nitraatrichtlijn (2022 - 2025). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit & Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 136 p.
- Anonymus, 2022a. Bodemverdichting. <https://www.bodemverdichting.be/nl>
- Anonymus, 2022b. Groente-N-Advies. Een kwalitatief product met een aanvaardbaar residu. 76 p.
- Anonymus, 2022c. Normen en richtwaarden 2022. <https://www.vlm.be/nl/themas/waterkwaliteit/Mestbank/bemesting/aanwenden-van-mest/bemestingsnormen/brochures-normen-en-richtwaarden/Paginas/default.aspx>

- Aquilina, L., Vergnaud-Ayraud, V., Labasque, T., Bour, O., Molénat, J., Ruiz, L., de Montety, V., De Ridder, J., Roques, C., Longuevergne, L., 2012. Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface- and groundwaters. *Science of the Total Environment* 435-436, 167-178.
- Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Liu, J., Øgaard, A.F., Känkänen, H., Ulén, B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation* 71, 41-55.
- Beeckman, A., Delanote, L., 2012. Mengteelt wintergraan met voedererwt of veldbonen bevestigt goede resultaten. Inagro, Beitem, 4 p.
- Bergen, D., Deuninck, J., Vrints, G., Van der Straeten, B., 2015. Aardappelen – Rentabiliteits- en kostprijsanalyse op basis van het Landbouwmonitoringsnetwerk. Departement Landbouw en Visserij, Brussel, 21 p.
- Bracke, J., 2020. Nitrogen fertilisation in ornamental plant production based on in-season demands through proximal sensing and soil modelling. Doctoraat, KU Leuven & UGent, 344 p.
- Broadbent, F.E., Carlton, A.B., 1978. Field trials with isotopically labeled nitrogen. In: Nielsen, D.R., MacDonald, J.G. (Eds.), *Nitrogen in the Environment*. Academic Press, New York, p. 1- 41.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., 2010. Environmental indicators to assess the risk of diffuse nitrogen losses from agriculture. *Environmental Management* 45(5), 1201-1222.
- Bussell, J., Crotty, F., Stoate, C., 2021. Comparison of compaction alleviation methods on soil health and greenhouse gas emissions. *Land* 10, 1397.
- Carstensen, M.V., Børgesen, C.D., Ovesen, N.B., Poulsen, J.R., Hvid, S.K., Kronvang, B., 2019. Controlled drainage as a targeted mitigation measure for nitrogen and phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 48(3), 677-685.
- CDM, 2017a. Advies ‘Organische stof in de bodem en nitraatuitspoeling’. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), Wageningen, 40 p.
- CDM, 2017b. CDM-advies ‘Groenbemester’. Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM), Wageningen, 18 p.
- Chaves, B., De Neve, S., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., 2007. Manipulating the N release from N-rich crop residues by using organic wastes under field conditions. *Soil Science Society of American Journal* 71, 1240-1250.
- Chen, B., Liu, E., Tian, Q., Yan, C., Zhang, Y., 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34(2), 429-442.
- Christianson, L.E., Cooke, R.A., Hay, C.H., Helmers, M.J., Feyereisen, G.W., Ranaivoson, A.Z., McMaine, J.T., McDaniel, R., Rosen, T.R., Pfluer, W.T., Schipper, L.A., Dougherty, H., Robinson, R.J., Layden, I.A., Irvine-Brown, S.M., Manca, F., Dhaese, K., Nelissen, V., von Ahnen, M., 2021. Effectiveness of denitrifying bioreactors on water pollutant reduction from agricultural areas. *Transactions of the ASABE* 64(2), 641-658.
- Coopman, F., Van Nevel, B., Van de Sande, T., Verhaeghe, M., De Reyck, L., Crappé, S., De Nies, J., Goovaerts, E., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H., De Neve, S., Ameloot, N., Willekens, K., Van Haecke, D., Boonen, M., Druyts, N., Van Mechelen, M., 2014. Het documenteren en milieukundig bijstellen van het KNS en andere bemestingsadviesystemen in de tuinbouw met het oog op een ruimere toepassing in de tuinbouw zoals voorzien in het actieprogramma 2011-2014. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 233 p.
- Cougnon, M., Reheul, D., 2022. Onderzaai van gras in kuilmaïs: Bezint eer ge begint. https://www.rundveeloket.be/kenniscentrum/ruwvoerwinning/ma%C3%AFs/onderzaai_1
- Cougnon, M., Van Den Berge, K., D’Hose, T., Clement, L., Reheul, D., 2018. Effect of management and age of ploughed out grass-clover on forage maize yield and residual soil nitrogen. *The Journal of Agricultural Science* 156, 748-757.

- Dautrebande, S., Vandendael, L., Casse, C., 2001. Gestion intégrée de l'azote en cultures arables et normes nitriques. Gembloux, 72 p.
- De Blauwer, V., 2022a. Pas op met stootblauw bij oogst aardappelen. <https://inagro.be/nieuws/pas-op-met-stootblauw-bij-oogst-aardappelen>
- De Blauwer, V., 2022b. Rassenkeuze aardappelen. <https://inagro.be/teelt-en-dier/akkerbouw/aardappelen/rassenkeuze-aardappelen>
- De Blauwer, V., 2022c. Terugblik groeiseizoen aardappelen 2022. <https://inagro.be/nieuws/terugblik-groeiseizoen-aardappelen-2022>
- De Blauwer, V., Bries, J., Goeminne, M., 2013a. Stikstof efficiënter benutten. Management & Techniek 5, 2.
- De Blauwer, V., Odeurs, W., Goeminne, M., 2013b. Fractioneren van de stikstofbemesting in aardappelen – 6 jaar proeven. Landbouwcentrum Aardappelen - Resultaten 2013. Landbouwcentrum aardappelen, 6 p.
- De Jong, R., Drury, C.F., Yang, J.Y., Campbell, C.A., 2009. Risk of water contamination by nitrogen in Canada as estimated by the IROWC-N model. Journal of Environmental Management 90, 3169-3181.
- Delin, S., Stenberg, M., 2021. Effects on nitrate leaching of the timing of cattle slurry application to leys. Soil Use and Management 37, 436-448.
- Demyttenaere, P., Hofman, G., Vulsteke, G., 1990. The influence of available nitrate nitrogen in the soil profile on the nitrate contents of blanching celery. In: Van Beusichem, M.L. (Ed.), Plant Nutrition – Physiology and Applications. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 747-751.
- De Neve, S., 2017. Organic matter mineralization as a source of nitrogen, in: Tei, F., Nicola, S., Benincasa, P. (Eds.), Advances in research on fertilization management of vegetable crops. Springer, Torino, p. 65-83.
- De Neve, S., Hofman, G., 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. Soil Biology & Biochemistry 28, 1451-1457.
- De Neve, S., Krekelbergh, N., François, A., Mendoza, O., Sleutel, S., Vandermoere, S., De Waele, J., 2022. Code goede bemestingsadviezen. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 160 p.
- Deru, J., van Eekeren, N., de Boer, H., 2010. Beworteling van grasland - een literatuurstudie. Nutriëntenopname in relatie tot bewortelingsdiepte en - intensiteit. Factoren en potentiële maatregelen die de beworteling beïnvloeden. Louis Bolk Instituut (LBI), Bunnik, 63 p.
- de Ruijter, F.J., Smit, A.L., 2007. Het lot van stikstof uit gewasresten. Rapport 133, Plant Research International (PRI), Wageningen, 34 p.
- Destain, J.P., François, E., Guiot, J., 1990. Fertilizer nitrogen budgets of ¹⁵N-labelled sugarbeet (Beta vulgaris) tops and Na¹⁵NO₃ dressings split-applied to winter wheat (Triticum aestivum) in microplots on a loam soil. Plant and Soil 124, 257-259.
- De Vliegheer, A., 2016. Teelt Voederbieten en eiwithoudende gewassen. Presentatie op studiedag 'Het nieuwe GLB - Vergroening: wat zijn passende keuzes voor uw melkveebedrijf?'
- De Vliegheer, A., Abts, M., Rombouts, G., Ooms, L., Van de Ven, G., Schellekens, A., Bries, J., Vandervelpen, D., 2015. Graslandvernieuwing. Landbouwcentrum Voedergewassen (LCV), Geel, 54 p.
- De Vliegheer, A., Vanden Nest, T., 2019. Vlinderbloemigen zaaien in het voorjaar; Erwten als dekvrucht of niet? – Luzerne; Effecten van maaifrequentie. ILVO mededeling 252, Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO), Merelbeke, 52 p.
- De Vliegheer, A., Vanden Nest, T., De Boever, J., Abts, M., 2018. Praktijkpercelen gras versus gras/klaver 2014-2017. ILVO mededeling 247, Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO), Merelbeke, 56 p.

- De Waele, J., D'Haene, K., Salomez, J., Hofman, G., De Neve, S., 2017. Simulating the environmental performance of post-harvest management measures to comply with the Nitrates Directive. *Journal of Environmental Management* 187, 513-526.
- De Waele, J., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Odeurs, W., Elsen, A., Haesaert, G., Derycke, V., Verlinden, G., Bries, J., Wittouck, D., De Neve, S., 2014. Beste landbouwpraktijken van teelten in combinatie met nateelten/vanggewassen. Eindrapport. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 164 p.
- D'Haene, K., De Waele, J., De Neve, S., Hofman, G., 2022. Spatial distribution of the relationship between nitrate residues in soil and surface water quality revealed through attenuation factors. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 330, 107889.
- D'Haene, K., Hofman, G., 2020. Stikstofmineralisatie. Onderzoeks- en Voorlichtingsplatform Duurzame bemesting, Merelbeke, Merelbeke, 72 p.
- D'Haene, K., Salomez, J., De Neve, S., De Waele, J., Hofman, G., 2014. Environmental performance of the nitrogen fertiliser limits imposed by the EU Nitrates Directive. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 192, 67-79.
- D'Haene, K., Salomez, J., De Nies, J., Goovaerts, E., Verhaeghe, M., Lauwers, L., Van de Sande, T., De Neve, S., Hofman, G., 2019. Stikstofbemesting in vollegrondsgroenten: een economische - ecologische benadering. Onderzoeks- en Voorlichtingsplatform Duurzame bemesting, Merelbeke, 52 p.
- D'Haene, K., Salomez, J., Hofman, G., 2018a. Is rijenbemesting dé oplossing om stikstofverliezen te minimaliseren? Onderzoeks- en Voorlichtingsplatform Duurzame bemesting, Merelbeke, 14 p.
- D'Haene, K., Salomez, J., Verhaeghe, M., Van de Sande, T., De Nies, J., De Neve, S., Hofman, G., 2018b. Can optimum yield and quality of vegetables be reconciled with low residual soil mineral nitrogen at harvest? *Scientia Horticulturae* 233, 78-89.
- Dhondt, K., Boeckx, P., Hofman, G., Van Cleemput, O., 2004. Temporal land spatial patterns of denitrification enzyme activity and nirrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 243-251.
- Dhondt, K., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., De Troch, F., 2001. Nitrate removal and denitrification related ¹⁵N isotopic fractionation in a riparian buffer strip. 11^{de} Nitrogen Workshop, Lille, 69-70.
- Dillen, J., van de Ven, G., 2022. Precisiebemesting met dierlijke mest in de praktijk. https://ilvo.vlaanderen.be/uploads/documents/05_Bodemzorg_Precisiebemesting_praktijk.pdf
- Ditzler, L., van Apeldoorn, D.F., Schulte, R.P.O., Tittonell, P., Rossing, W.A.H., 2021. Redefining the field to mobilize three-dimensional diversity and ecosystem services on the arable farm. *European Journal of Agronomy* 122, 126197.
- Drury, C.F., Tan, C.S., Reynolds, W.D., Welacky, T.W., Oloya, T.O., Gaynor, J.D., 2009. Managing tile drainage, subirrigation, and nitrogen fertilization to enhance crop yields and reduce nitrate loss. *Journal of Environmental Quality* 38, 1193-1204.
- El-Sadek, A.A.M., 2002. Engineering approach to water quantity and quality modelling at field and catchment scale. Doctoraatsthesis, KU Leuven, Leuven, 251 p.
- Elsen, F., Beckers, V., Diels, J., Van Orshoven, J., Wauters, S., Huybrechts, M., 2014. Praktijkonderzoek naar de toepassing van preventieve en remediërende maatregelen tegen bodemaantasting door bodemverdichting. Studie uitgevoerd in opdracht van de Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Brussel, 314 p.
- Elwan, A., Singh, R., Horne, D., Roygard, J., Clothier, B., 2015. Nitrogen attenuation factor: can it tell a story about the journey of nutrients in different subsurface environments? In: Currie, L.D., Burkitt, L.L (Eds), *Moving farm systems to improved attenuation*. FLRC Workshop, Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, 12 p.
- Feller, C., Fink, M., Laber, H., Maync, A., Paschold, P.-J., Scharpf, H.-C., Schlaghecken, J., Strohmeier, K., Weier, U., Ziegler, J., 2011. Düngung Im Freilandgemüsebau. Leibniz-Institut für Gemüse- Und Zierpflanzenbau (IGZ), Großbeeren, 265 p.

- Fonder, N., Heens, B., Xanthoulis, D., 2010. Optimisation de la fertilisation azotée de cultures industrielles légumières sous irrigation. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* 14, 103-111.
- Fraters, B., Boumans, L.J.M., van Leeuwen, T.C., Reijs, J.W., 2007. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. RIVM Rapport 680716002/2007. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, 83 p.
- Geudens, K., Van de Ven, G., Truyers, E., Latré, J., Tits, M., 2022. Welke lessen kunnen we trekken uit de vruchtwisselingsproeven van Bottelare en Hooibeeckhoeve? *Landbouwcentrum Voedergewassen (LCV)*, Geel, 5 p.
- Geypens, M., Honnay, J.P., 1995. Landbouwkundige en Milieugerichte Functies van de Organische Stof in de Bodem. Instituut tot Aanmoediging van het Wetenschappelijk Onderzoek in Nijverheid en Landbouw (I.W.O.N.L.), Brussel, 167 p.
- Haberle, J., Kusá, H., Svoboda, P., Klír, J., 2009. The changes of soil mineral nitrogen observed on farms between autumn and spring and modelled with a simple leaching equation. *Soil and Water Research* 4, 159–167.
- Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Ernstsén, V., Hansen, S., Styczen, M., Poulsen, R.N., 2009. An integrated and physically based nitrogen cycle catchment model. *Hydrology Research* 40(4), 347-363.
- Hijbeek R., Cormont A., Hazeu G.W., Bechini L., Zavattaro L., Janssen B.H., Werner M., Schlatter N., Guzmán G., Bijttebier J., Pronk A.A., van Eupen M., van Ittersum, M.K., 2017. Do farmers perceive a deficiency of soil organic matter? A European and farm level analysis. *Ecological Indicators* 83, 390-403.
- Hochmuth, G., Hanlon, E., Overman, A., 2014. Fertilizer Experimentation, Data Analyses, and Interpretation for Developing Fertilization Recommendations – Examples with Vegetable Crop Research. *UF/IFAS Extension*, Gainesville, 8 p.
- Hofman, G., De Vis, R., Crappé, S., Van de Sande, T., Mechant, E., D’Haene, K., Amery, F., Vandecasteele, B., Willekens, K., De Neve, S., 2013. Benchmark study on nutrient legislation for horticultural crops in some European countries. In: D’Haene, K., Vandecasteele, B., De Vis, R., Crappé, S., Callens, D., Mechant, E., Hofman, G., De Neve, S. (Eds.), *Proceedings ‘NutriHort: Nutrient management, innovative techniques and nutrient legislation in intensive horticulture for an improved water quality’*, 211-228.
- Hofman, G., Ossemerct, C., Ide, G., Van Ruymbeke, M., 1984. Stikstof-, fosfor- en kalibehoeften van de belangrijkste akkerbouwteelten. In: KVIV (ed.), *Studie- en vervolmakingsdag ‘Bemesting van intensieve akkerbouwteelten’*, 4.1-4.22.
- Hofman, G., Van Ruymbeke, M., Ossemerct, C., Ide, G., 1981. Residual nitrate nitrogen in sandy loam soils in a moderate marine climate. *Pedologie* 31, 329-346.
- Hofman, G., Vermoesen, A., Bogaert, N., Salomez, J., Van Cleemput, O., Van Meirvenne, M., 1998. Mogelijke aanpassingen van N-bemestingsstrategieën op begraasd grasland in functie van de variabiliteit van de minerale bodemstikstof binnen het perceel. In: *Technologisch Instituut KVTV (Ed.), Studiedag Precisielandbouw*, 13 p.
- Højberg, A.L., Hansen, A.L., Wachniew, P., Žurek, A.J., Virtanen, S., Arustiene, J., Strömqvist, J., Rankinen, K., Refsgaard, J.C., 2017. Review and assessment of nitrate reduction in groundwater in the Baltic Sea Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 12, 50-68.
- Huits, D., Vandevoorde, A.-S., Coopman, F., Van Nevel, B., Declercq, P., 2015. Integrale benadering van de waterkwaliteit in de bovenloop van de Luikbeek. *Proeftuinnieuws* 2, 33-35.
- Huygens, D., Orveillon, G., Lugato, E., Tavazzi, S., Comero, S., Jones, A., Gawlik, B., Saveyn, H.G.M., 2020. Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC). EUR 30363 EN, Publications Office of the European Union, Luxemburg, 163 p.
- ILVO, 2018. Bodempaspoort als nieuwe tool om landbouwpercelen duurzamer te managen. <https://ilvo.vlaanderen.be/nl/nieuws/Bodempaspoort-als-nieuwe-tool-om-landbouwpercelen-duurzamer-te-managen>

- ILVO, 2020. Optimale teelt van eiwithoudende gewassen voor pluimveevoeding. <https://ilvo.vlaanderen.be/nl/nieuws/optimale-teelt-van-eiwithoudende-gewassen-voor-pluimveevoeding>
- ILVO, 2022. Rassenlijst voor voedergewassen en groenbedekkers. <https://rassenlijst.ilvo.vlaanderen.be/nl>
- IRS, 2013. Teelthandleiding. Stichting IRS, Dinteloord, 273 p.
- Janssens, P., Reynaert, S., Piccard, I., Pauly, K., Garré, S., Dumont, G., von Hebel, C., Van Der Kruk, J., Neumann Andersen, M., Manevski, K., Peng, J., Kørup, K., FASTERHOLT Maskinfabrik, Kamp, J., Booij J. 2020. Variable rate irrigation and nitrogen fertilisation in potato; engage the spatial variation (Potential), 89 p.
- Juventia, S.D., Rossing, W.A.H., Ditzler, L., van Apeldoorn, D.F., 2021. Spatial and genetic crop diversity support ecosystem service delivery: A case of yield and biocontrol in Dutch organic cabbage production. *Field Crops Research* 261, 108015.
- Klootwijk, C.W., H.A. van Schooten, 2020. Effect van ruitzaai en drijfmestrijenbemesting op de stikstofbenutting van snijmaisteelt. Rapport 1256, Wageningen Livestock Research, Wageningen, 33 p.
- KMI, 2020. Klimaatrapport 2020: van klimaatinformatie tot klimaatdiensten. Koninklijk Meteorologisch Instituut van België (KMI), Ukkel, 89 p.
- Knudsen, M.T., Hauggaard-Nielsen, H., Jørnsgård, B., Jensen, E.S., 2004. Comparison of interspecific competition and N use in pea-barley, faba bean-barley and lupin-barley intercrops grown at two temperate locations. *The Journal of Agricultural Science* 142(6), 617-627.
- Langeveld, J.W.A., Verhagen, A., Neeteson, J.J., van Keulen, H., Conijn, J.G., Schils, R.L.M., Oenema, J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: recent experiences for nitrogen management in the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 82, 363-376.
- Latre, J., Stoop, T., Verheyen, J., Coomans, D., Rombouts, G., Haesaert, G., 2007. Mogelijkheden van grasinzaai in maïs of gras/rogge inzaai na maïs met het oog op bodembedekking, reductie herbicide input en reststikstof. *Landbouwcentrum voor Voedergewassen (LCV)*, 8 p.
- Lauwers, L., 2021. Giewont grote stikstofvreter. *Proeftuinnieuws* 5, 30-31.
- LCG, 2019. Mengteelt winterveldboon + triticale; praktische handleiding. *Landbouwcentrum granen (LCG)*, Geel, 11 p.
- LCV, 2020. Onderzaai van groenbedekkers in maïs. *Boer & Tuinder* 9, 17-22.
- LCV, 2021. Andere rijafstanden in maïs voordelig, maar geen garantie voor lager nitraatresidu. *Landbouwcentrum voor Voedergewassen (LCV)*, Geel, 3 p.
- Legrand, G., Vanstallen, M., 2000. Stikstofbemesting in suikerbieten. Koninklijk Belgisch Instituut tot Verbetering van de Biet (KBIVB), Tienen, 53 p.
- Liu, Y., Wang, C., He, N., Wen, X., Gao, Y., Li, S., Niu, S., Butterbach-Bahl, K., Luo, Y., Yu, G., 2017. A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: latitudinal patterns and mechanisms. *Global Change Biology* 23, 455-464.
- Longepierre, M., Feola Conz, R., Barthel, M., Bru, D., Philippot, L., Six, J., Hartmann, M., 2022. Mixed effects of soil compaction on the nitrogen cycle under pea and wheat. *Frontiers in Microbiology* 12, 822487.
- Luce, M.St., Whalen, J.K., Eiadi, N., Zebarth, B.J., 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. *Advances in Agronomy* 112, 55-102.
- Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N., Vandendriessche, H., 2012. Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008 - 2011). *Bodemkundige Dienst van België, Heverlee*, 198 p.

- Mangiafico, S., Guillard, K., 2006. Fall fertilization timing effects on nitrate leaching and turfgrass color and growth. *Journal of Environmental Quality* 35, 163-171.
- Mellander, P.-E., Melland, A.R., Murphy, P.N.C., Wall, D.P., Shortle, G., Jordan, P., 2014. Coupling of surface water and groundwater nitrate-N dynamics in two permeable agricultural catchments. *Journal of Agricultural Science* 152, S107-S124.
- Moreels, E., Hofman, G., Van Meirvenne, M., 2001. Nitrate leaching losses and the strain on the environment. Role of fertilizers in sustainable agriculture, in: Hera, A., Schnug, E., Dimitru, M., Dorneanu, A. (Eds.), *Proceedings van het 12^{de} Internationale Symposium van International Scientific Centre of Fertilizers (CIEC)*. AGRIS-Redactia Revistelor Agricole, Boekarest, 497-502.
- Nawara, S., Vanden Nest, T., Odeurs, W., Janssens, P., Tits, M., Elsen, A., 2021. Klimaatadaptieve praktijken voor het terugdringen van nutriëntenverliezen: een gerichte verkenning. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 395 p.
- N-(eco)², 2002a. Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport deel 2: opbouw databank, mineralisatie en denitrificatie, proefveldonderzoek, kalibratie en validatie. Studie in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 248 p.
- N-(eco)², 2002b. Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport deel 4: scenario analyse, afleiding van de normen en aanbevelingen aan de landbouwers. Studie in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 270 p.
- Neeteson, J.J., Whitmore, A.P., 1997. Sustainable nitrogen management in intensive vegetable production. In: Lian, S., Wang, C.H., Lee, Y.C. (Eds.), *Analysis of fertilizer response and efficiency in vegetable production in the HSILO Area*. Food & Fertilizer Technology Center, Taipei, p. 1-9.
- Nelissen, V., Dhaese, K., 2019. Kan een bioreactor nitraatconcentraties bufferen? *Boer & Tuinder* 12 december 2019, 22-24.
- Nendel, C., Melzer, D., Thorburn, P.J., 2019. The nitrogen nutrition potential of arable soils. *Scientific Reports* 9(1), 5851.
- Nevens, F., Reheul, D., 2001. Crop rotation versus monoculture; yield, N yield and ear fraction of silage maize at different levels of mineral N fertilization. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 49, 405-425.
- Nevens, F., Reheul, D., 2002. The nitrogen- and non-nitrogen-contribution effect of ploughed grass leys on the following arable forage crops: determination and optimum use. *European Journal of Agronomy* 16, 57-74.
- Noij, G.-J., ten Berge, 2019. Rapportage Project Nitraatwijzer Fase 1. Rapport WPR-917. Wageningen Research, Wageningen, 137 p.
- Norton, J., Ouyang, Y., 2019. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils. *Frontiers in Microbiology* 10, 1-18.
- Nouri, A., Lukas, S., Singh, S., Singh, S., Machado, S., 2022. When do cover crops reduce nitrate leaching? A global meta-analysis. *Global Change Biology* 28, 1-14 .
- Ober, E.S., Alahmad, S., Cockram, J., Forestan, C., Hickey, L.T. , Kant, J., Maccaferri, M., Marr E., Milner, M., Pinto, F., Rambla, C., Reynolds, M., Salvi, S., Sciara, G., Snowdon, R.J., Thomelin, P., Tuberosa, R., Uauy, C., Voss-Fels, K.P., Wallington, E., Watt, M., 2021. Wheat root systems as a breeding target for climate resilience. *Theoretical and Applied Genetics* 134, 1645-1662.
- Odeurs, W., Bries, J., Latré, J., Cauffman, D., Vrancken, K., Verheyen, J., Van de Ven, G., 2014. Maïs bemesten: oude principes, nieuwe technieken. Landbouwcentrum voor Voedergewassen (LCV), Geel, 13 p.

- Odeurs, W., Vandervelpen, D., Elsen, A., De Vliegheer, A., Ruyschaert, G., D'Hose, T., Vanden Nest, T., Bries, J., Vandendriessche, H., 2020. Derogation monitoring network of farms under Directive 2008/64/EG (MAP 5). Final report: Period January 2016-May 2020. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 445 p.
- Olsson, R., Bramstorp, A., 1994. Fate of nitrogen from sugar beet tops. In: Proceedings van 57^{ste} IIRB Congress, Brussel, 189-212.
- Palmans, S., Clercx, S., Vanderersch, M., Tallieu, R., Balis, J., Vandekerchove, F., Tits, M., Moors, F., 2022. Houtige bodemverbeteraars hebben positief effect op nitraatresidu. Proeftuinnieuws 5, 34-36.
- PCA, 2020. Oogst verloopt moeizaam. <https://www.pcainfo.be/Kenniscentrum/Oogst/category/oogst/oogst-verloopt-moeizaam>
- Protecteau, 2022. APL de reference. <https://protecteau.be/fr/nitrate/agriculteurs/apl/apl-reference-cinq-annees>
- Rommelink, G., van Middelkoop, J., Ouweltjes, W., Wemmenhove, H., 2020. Handboek Melkveehouderij 2020/21. Wageningen Livestock research, Wageningen, 390 p.
- Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. Water Research 42, 4215-4232.
- Rozemeijer, J.C., Broers, H. P., 2007. The groundwater contribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, The Netherlands). Environmental Pollution 148(3), 695-706.
- Schellekens, A., Van de Ven, G., van Eekeren, N., De Vliegheer, A., 2015. Toepassing van PRP op grasland : bodem vaart er wel bij, de boer ook? Landbouwcentrum voor Voedergewassen (LCV), Geel, 6 p.
- Schenk, M.K., 2006. Nutrient efficiency of vegetable crops. Acta Horticulturae 700, 21-34.
- Schoumans, O.F., de Haan, J.J., de Ruijter, F.J., van der Bolt, F.J.E., Oenema, O., van Boekel, E.M.P.M., van der Schoot, J.R., 2012. Analyse van aanvullende maatregelen om nutriëntenemissies vanuit de landbouw te verminderen. Deskstudie ter voorbereiding van planMER. Alterra-rapport 2385, Wageningen, 90 p.
- Schröder, J.J., Scholefield, D., Cabral, F., Hofman, G., 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. Environmental Science and Policy 7(1), 15-23.
- Shaheb, Md.R., Venkatesh, R., Shearer, S.A., 2021. A review on the effect of soil compaction and its management for sustainable crop production. Journal for Biosystems Engineering 46, 417-439.
- Siddique, K.H.M., Johansen, C., Turner, N.C., Jeuffroy, M.H., Hashem, A., Sakar, D., Gan, Y., Alghamdi, S.S., 2012. Innovations in agronomy for food legumes. A review. Agronomy for Sustainable Development 32, 46-64.
- Sieling, K., 2019. Improved N transfer by growing catch crops – A challenge. Journal für Kulturpflanzen 71(6), 145-160.
- Singh, N., Kogan, C., Chaudhary, S., Rajagopalan, K., LaHue, G.T., 2022. Controlled drainage and subirrigation suitability in the United States: A meta-analysis of crop yield and soil moisture effects. Vadose Zone Journal 21, e20219.
- Skaggs, R.W., Fausey, N.R., Evans, R.O., 2012. Drainage water management. Journal of Soil and Water Conservation 67(6), 167A-172A.
- Smets, S., Dillen, J., 2020. Leader Haspengouw 'Blik op de bodem', eindrapport. LEADER-project 'Blik op de bodem' (HAS17/GG/LEA/05), 43 p.
- Smith, K.A., Beckwith, C.P., Chalmers, A.G., Jackson, D.R., 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. Soil Use and Management 18, 428-434.
- ten Berge, H.F.M., van der Meer, H.G., Carlier, L., Hofman, T.B., Neeteson, J.J., 2002. Limits to nitrogen use on grassland. Environmental Pollution 118, 225-238.

- Thrikawala, S., Weersink, A., Kachanoski, G., Fox, G., 1999. Economic feasibility of variable rate technology for nitrogen on corn'. *American Journal of Agricultural Economics* 81, 914-927.
- Tissot, S., Miserique, O., Mostade, O., Huyghebaert, B., Destain, J.P., 2002. Uniformity of N-fertiliser spreading and risk of groundwater contamination. *Irrigation and Drainage* 51, 17-24.
- Tits, M., Coussement, T., Nuyttens, D., Amery, F., Foqué, D., Elsen, F., 2019. Bemestingsvrije stroken langs waterlopen. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 265 p.
- Tits, M., Elsen, A., Deckers, S., Boon, W., Bries, J., Vandendriessche, H., 2015. Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2012 - 2015). Bodemkundige Dienst van België, Heverlee, 218 p.
- Tits, M., Elsen, A., Deckers, S., Bries, J., Vandendriessche, H. 2020. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en Noordelijk Frankrijk (2016 - 2019). Bodemkundige Dienst van België, Heverlee, 235 p.
- Tits, M., Van Overtveld, K., Van De Vreken, P., Vandervelpen, D., Peeters, L., Batelaan, O., Van Orshoven, J., Vanderborght, J., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H., Kuhr, P., Wendland, F., Diels, J., 2010. Bepalen van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater ter evaluatie van de nitraatstikstofresidunorm. Eindrapport fase 1. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 157 p.
- Tzilivakis, J., Green, A., Warner, D.J, Lewis, K.A., 2020. Identification of approaches and measures in action programmes under Directive 91/676/EEC. Final report: Report prepared for Directorate-General Environment, European Commission, for project ENV.D.1/SER/2018/0017 by the Agriculture and Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, 131 p.
- Tzilivakis, J., Warner, D.J., Green, A., Lewis, K.A., 2021. A broad-scale spatial analysis of the environmental benefits of fertiliser closed periods implemented under the Nitrates Directive in Europe. *Journal of Environmental Management* 299, 113674.
- Van Camp, M., De Waele, J., De Neve, S., Walraevens, K., 2021. Groundwater inflow in rivers as a controlling factor to surface water nitrate concentrations and impact of groundwater age distribution on response times for remediation strategies. *Journal of Contaminant Hydrology* 241, 103820.
- Vandenbergh, A., Cools, A., Van Lierde, D., Debruycker, E., 2007. Inventarisatie van reductiemogelijkheden voor het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten in de groenteteelt in open lucht. Mededeling ILVO nr 27. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke, 97 p.
- Vandenbergh, C., Colinet, G., 2017. La gestion de la matière organique du sol, un enjeu important pour limiter la lixiviation du nitrate vers les eaux souterraines. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 21(3), 201-208.
- Vandenbergh, C., De Toffoli, M., Bachelart, F., Imbrecht, O., Lambert, R., Marcoen, J.M., 2013. Contrôle de l'azote potentiellement lessivable dans le sol en début de période de lixiviation. Établissement des valeurs de référence. Control of potentially leachable nitrogen in the soil at the start of the lixiviation period. Establishment of reference values. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 17, 231-236.
- Van de Sande, T., De Cuypere, T., 2019. Teelt van hydroprei in openlucht steeds meer op punt gesteld. *Proeftuinnieuws* 1, 15.
- Van de Ven, G., Geudens, K., Schellekens, A., Latré, J., Haesaert, G., Vervisch, B., 2020. Vanggewassen bij maïs: is onderzaai een optie? LCV, 10 p. http://www.lcvzw.be/wp-content/uploads/2020/03/A2020_3-Vanggewassen-in-maïs-is-onderzaai-een-optie.pdf
- Van de Ven, G., Schellekens, A., Ooms, L., Bries, J., Odeurs, W., De Vliegheer A., Latré, J., Luyx, N., Abts, M., 2014. Optimalisatie van bemesting van maïs (versie 2013). Brochure in kader van het demoproject "Maïs bemesten: oude principes, nieuwe technieken". Landbouwcentrum voor Voedergewassen (LCV), Geel, 70 p.
- Van De Vreken, P., Van Holm, L., Diels, J., Van Orshoven, J., 2009. Verkennende studie betreffende bodemverdichting in Vlaanderen en afbakening van risicogebieden voor bodemverdichting: Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van

- Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen, Departement Leefmilieu, Natuur, Energie, Brussel, 131 p.
- van Eekeren, N.J.M., Deru, J.G.C., de Boer, H., Philipsen, B., 2011. Terug naar de graswortel: Een betere nutriëntenbenutting door een intensievere en diepere beworteling. 2011-023 LbD, Louis Bolk Instituut (LBI), Driebergen, 17 p.
- Van Haecke, D., 2010. Nitraatwegwijs voor de sierteelt. Vollegronds- en containerteelt. Proefcentrum voor Sierteelt (PCS), Destelbergen, 64 p.
- Van Hecke, E., Boon, J., Delien, A., Vandenhoek, H., 2003. Ruimtegebruik in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), MIRA, Aalst, 54 p.
- Van Overtveld, K., Tits, M., Van de Vreken, P., Vandervelpen, D., Peeters, L., Batelaan, O., Van Orshoven, J., Vanderborght, J., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H., Kuhr, P., Wendland, F., Diels, J., 2011. Bepalen van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater ter evaluatie van de nitraatstikstofresidu-norm. Eindrapport fase 2 en fase 3. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 216 p.
- Van Overtveld, K., Tits, M., Elsen, A., Van De Vreken, P., Van Orshoven, J., Vanderborght, J., Diels, J., Batelaan, O., 2012. Determination of denitrification capacity of small headwater catchments in Flanders. In: Richards, K.G., Fenton, O., Watson, C.J. (Eds.), Proceedings 17^{de} Nitrogen Workshop "Innovations for Sustainable Use of Nitrogen Resources". Teagasc, Wexford, 58-59.
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J., 2000. Beperking van lachgasemissie uit gewasresten. Een systeemanalyse. Alterra-rapport 114-3. Alterra, Wageningen, 80 p.
- Velthof, G.L., Neeteson, J.J., van der Meer, H.G., Oenema, O., 2000. Schatting van de nettostikstofmineralisatie en biologische stikstofbinding in landbouwgronden. Alterra-rapport 117, Alterra, Wageningen, 36 p.
- Velthof, G.L., van Schooten, H.A., Hoving I.E., Dekker, P.H.M., van Dam, A.M., Reijneveld, A., Aarts, H.F.M., Smit, A., 2008. Indicator voor stikstofmineralisatie in gescheurd grasland; synthese. Alterra-rapport 1768, Alterra, Wageningen, 41 p.
- Verloop, J., Boumans, L.J.M., van Keulen, H., Oenema, J., Hilhorst, G.J., Aarts, H.F.M., Sebek, L.B.J., 2006. Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74, 59-74.
- Verloop, J., Hilhorst, G.J., Oenema, J., Van Keulen, H., Sebek, L.B.J., Van Ittersum, M.K., 2014. Soil N mineralization in a dairy production system with grass and forage crops. Nutrient Cycling in Agroecosystems 98, 267-280.
- Vertès, F., Hatch, D., Velthof, G., Taube, F., Laurent, F., Loiseau, P., Recous, S., 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. Grassland Science in Europe 12, 227-246.
- Vilt, 2019. Precisiebemesting: de toekomst van mest? <https://vilt.be/nl/nieuws/precisiebemesting-de-toekomst-van-mest>
- Vilt, 2021a. Groeien er voortaan klimbonen rond de maïs op Vlaamse akkers? <https://vilt.be/nl/nieuws/groeien-er-voortaan-klimbonen-rond-de-mais-op-vlaamse-akkers>
- Vilt, 2021b. Krijgen haver, boekweit, lupinen, ... opnieuw plaats in teeltplan Europese landbouwer? <https://vilt.be/nl/nieuws/krijgen-haver-boekweit-lupinen-opnieuw-plaats-in-teeltplan-europese-landbouwer>
- VLM, 2016. Nitraatresidu-rapport 2016. Resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2015. Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 84 p.
- VLM, 2017. Nitraatresidu-rapport 2017. Resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2016. Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 109 p.
- VLM, 2021. Mestrapport 2021. Vlaamse Landmaatschappij (VLM), Brussel, 241 p.
- VLM, 2022. Afstandsregels tot waterlopen.

<https://www.vlm.be/nl/themas/waterkwaliteit/Mestbank/bemesting/aanwenden-van-mest/afstandsregels-tot-waterlopen/Paginas/default.aspx>

- VMM, 2021. Nutriënten in oppervlaktewater en grondwater in landbouwgebied, resultaten 2020-2021. Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), Aalst, 39 p.
- Vos, J., 1992. Growth and nitrogen accumulation of catch crops. In: François E., Pithan K. & Bartiaux-Thill N. (eds). Nitrogen cycling and leaching in cool and wet regions of Europe - COST 814, 103-109.
- Vos, J., van der Putten, P.E.L., 1997. Field observations on nitrogen catch crops. I. Potential and actual growth and nitrogen accumulation in relation to sowing date and crop species. Plant Soil 195, 299-309.
- Willekens, K., 2016. Nitrogen dynamics in relation to soil management and soil quality in field vegetable cropping systems. Doctoraat, UGent, Gent, 178 p.
- Winnepeninx, R., Pollet, S., Desmedt, G., 2020. Rassenproef bloemkool industrie (tweede vrucht) 2019. Koploper Giewont krijgt gezelschap. Proeftuinnieuws 5, 34-36.
- Wittouck, D., Boone, K., Debosschere, S., Demeester, C., Hauspie, F., Vandaele, A., Vandenbulcke, J., Berten, M., Demeulemeester, M., Calus, A., 2021. Jaarverslag granen 2010. Inagro, Beitem, 162 p.
- Zwart, K.B., Pronk, A.A., Kater, L.J.M., 2004. Verwijderen van gewasresten in de open teelten: een deskstudie naar de effecten op de bodemvruchtbaarheid en de mogelijke verwerking van gewasresten in het kader van het project Nutriënten Waterproof, LNV-programma's systeeminnovatie open teelten (400-I en 400-III). Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO), Wageningen, 75 p.