

Lot van het stikstofoverschot

Lot van het stikstofoverschot

**Analyse van STONE-berekeningen die zijn uitgevoerd in het kader van
Evaluatie Meststoffenwet 2002**

**P. de Willigen
P. Cleij
H.P. Oosterom
C.G.J. Schotten**

Alterra-rapport 732

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Willigen, P. de, P. Cleij, H.P. Oosterom en C.G.J. Schotten, 2003. *Lot van het stikstofoverschot; Analyse van STONE-berekeningen die zijn uitgevoerd in het kader van Evaluatie Meststoffenwet 2003*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-732. blz.; 9 fig.; 14 tab.; 18 ref.

Op nationale schaal wordt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof uit de bodem berekend met het model STONE (nutrientenemissiemodel ontwikkeld door DLO, RIVM en RIZA). Met de uitkomsten van het model is het Nederlandse Mestbeleid 2002 geëvalueerd. Een groot deel van de belasting van het oppervlaktewater wordt veroorzaakt door de landbouw. De uiteindelijke uitspoeling naar het oppervlaktewater hangt af van de hoogte van het stikstofoverschot, denitrificatie en andere bodemeigenschappen. Dit rapport geeft antwoord op de vraag: 'Wat is het lot van het N-overschot', waarvoor de uitkomsten van de Evaluatie van de Mestwetgeving 2002 zijn gebruikt.

Trefwoorden: mestbeleid, stikstofoverschot, landbouw, denitrificatie, accumulatie, oppervlaktewater.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 732. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Het model STONE in de EMW2002	13
3 Waterbalansen	17
4 Stikstofbalansen	19
4.1 Inleiding	19
4.2 Balansposten en definities	19
4.3 Discussie	20
4.3.1 Bemesting en netto-bodembelasting	20
4.3.2 Denitrificatie	22
4.3.3 Accumulatie en gewasresten	24
4.3.4 Wegzijing en kwel	25
5 Bodembelasting en belasting oppervlaktewater	27
5.1 Inleiding	27
5.2 Absolute afname van de belasting van het oppervlaktewater ten gevolge van de afname van de netto-bodembelasting	27
5.3 Relatieve afname van de belasting van het oppervlaktewater ten gevolge van de relatieve afname van de netto-bodembelasting	29
6 Het lot van het overschot	33
7 Discussie en conclusies	37
7.1 Discussie	37
7.2 Conclusies	39
8 Aanbevelingen	41
Referenties	43
<i>Bijlagen</i>	
1 Ligging van de gebruikte clusters	45
2 Diagrammen van de waterbalans alle landbouwgronden en de individuele clusters	47
3 Diagrammen van de stikstofbalans voor alle landbouwgronden en individuele clusters voor de EMB-varianten A, D1 en H	51
4 Afleiding van gemiddelde elasticiteit	63

Woord vooraf

Dit rapport is tot stand gekomen als project 230395 binnen het programma 983-III (*Toetsing, monitoring en evaluatie van het mestbeleid*). Veel is te danken aan de kritiek, adviezen en suggesties van de volgende personen: Paul Boers (RIZA), Arthur Beusen (RIVM), Aaldrik Tiktak (RIVM), Gert Jan van den Born (RIVM), Henk van Zeijst (RIVM), Jaap Willems (RIVM), Hans van Grinsven (RIVM), Christy van Beek (Alterra), Gerard Velthof (Alterra), Piet Groenendijk (Alterra).

Een concept van dit rapport is onderwerp geweest van een workshop waaraan werd deelgenomen door Arthur Beusen (RIVM), Kees Schotten (RIVM), Govert Verstappen (RIZA), Caroline van de Salm (Alterra), Piet Groenendijk (Alterra), Oscar Schoumans (Alterra), Henk Oosterom (Alterra), Jan Roelsma (Alterra), Joost Wolf (Alterra), en Peter de Willigen (Alterra). Uit deze workshop zijn de aanbevelingen genoemd in het laatste hoofdstuk voortgekomen.

Samenvatting

De Evaluatie van de Meststoffenwet 2002 (EMW2002), vastgelegd in de rapportage MINAS en Milieu(2002), heeft aanleiding gegeven tot discussie over de relatie tussen het N-overschot in de landbouw en de N-belasting van het oppervlaktewater.

De vraag is hoe het N-overschot is verdeeld over de verschillende posten van de stikstofbalans, zoals denitrificatie, accumulatie en N-afvoer naar het oppervlaktewater en het diepere grondwater, en wat het effect is van de aanscherping van de N-verliesnorm op deze balansposten, in het bijzonder op de N-belasting van het oppervlaktewater.

De STONE-berekeningen EMW2002 zijn in deze studie aan een nadere analyse onderworpen. De stikstofbalans - berekend voor het bodemprofiel tot 13 m. diepte - is opgesteld voor het gehele landbouwareaal en voor een selectie van de meest voorkomende bodem-gewas combinaties: veen-gras, zand-gras droog, zand-gras nat, zand-mais droog, zand-mais nat, klei-gras rijke kwel, klei-gras arme kwel, klei-bouland rijke kwel, klei-bouland arme kwel. Het areaal van de geselecteerde combinaties beslaat ca. $\frac{2}{3}$ van het totale landbouwareaal. De analyse heeft betrekking op 3 bemestingsvarianten: de A, de referentie situatie uit 1998, D, de verwachte bemesting in de praktijk vanaf 2003, en H, een variant met vergaand aangescherpte normen. Daarnaast is ook de 'historische' situatie uit 1993 (als gemiddelde van 1987-2000) bij de analyse betrokken. De situatie voor het jaar 2030 (als gemiddelde van 2023-2037) is beoordeeld.

Op veengrasland blijkt de denitrificatie achter te blijven bij zand- en kleigrasland. De afwezigheid van $\text{NO}_3\text{-N}$ is bij veengronden met een hoge grondwaterstand de beperkende factor, bij klei- en vooral zandgrasland wordt denitrificatie vooral bepaald door beschikbaarheid van organische stof en/of optreden van anaërobie.

De organische N-voorraad neemt op grasland toe. Dit heeft te maken met de grote hoeveelheid N in gewasresten (in de orde van $250\text{-}350 \text{ kg ha}^{-1}$ of 48% van de bruto-Nopname) die aan de grond geretourneerd wordt

Afvoer naar het regionale grondwatersysteem blijft beperkt tot de droge tot zeer droge zandgronden en overtreft daar de afvoer naar het oppervlaktewater.

De relatie tussen de oppervlaktewaterbelasting en de netto-bodembelasting bleek voor de verschillende bodem-gewascombinaties redelijk tot goed beschreven te kunnen worden door een lineair verband. Dit houdt in dat de verhouding tussen de verandering van de netto-bodembelasting en de corresponderende verandering van de oppervlaktewaterbelasting constant is. Op nationale schaal blijkt volgens STONE een vermindering in de netto-bodembelasting van $1 \text{ N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ tot een vermindering van $0.11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ te leiden. Op het niveau van individuele bodem-gewascombinaties betekent een vermindering van 1 kg ha^{-1} in netto-bodembelasting een daling van de belasting van het oppervlaktewater van 0.22 kg ha^{-1} bij gras op veen tot 0.05 kg ha^{-1} bij klei op bouwland.

De elasticiteit van de respons van de oppervlaktewaterbelasting als reactie op een vermindering van de nettobodembelasting voor alle landbouwgronden bedraagt 0.68. Op het niveau van individuele bodem-gewascombinaties is een grote variatie in elasticiteit te onderscheiden, variërend van 0.16 tot 1.36 voor resp. de kleigronden met akkerbouw en de droge zandgronden met gras

De inelasticiteit kan op landelijke schaal voor maximaal $\frac{1}{3}$ verklaard worden uit de aanvoer van kwel afkomstig uit de diepere ondergrond.

Naast de oppervlaktewaterbelasting bleken ook de andere verliesposten lineair samen te hangen met de netto-bodembelasting. Het resultaat van de analyse als antwoord op de vraag: 'Waar blijft het N-overschot' is in deze studie afgeleid van dit lineaire verband. De netto-bodembelasting (stikstofaanvoer via atmosfeer, bemesting en gewasresten minus oogstafvoer) ligt voor de verschillende situaties en varianten landelijk tussen de 97 en 201 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Wanneer we de netto N-bodembelasting binnen dit traject verminderen met 1 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ dan ziet de vermindering van de verliesposten er als volgt uit:

- accumulatie	0.26 kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹ ;
- denitrificatie	0.55 kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹ ;
- afvoer naar oppervlaktewater	0.12 kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹ ;
- afvoer naar diepere grondwater	0.08 kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹ .

Vermindering van de netto-bodembelasting geeft een sterke vermindering van de denitrificatie bij de natte maispercelen (op 1 kg 0.65 kg) op de zandgronden en een sterke vermindering van de accumulatie bij veengronden (op 1 kg 0.61 kg).

Bij een afname van de bodembelasting daalt de afvoer naar het oppervlaktewater relatief minder. De fractie van het overschot dat naar het oppervlaktewater gaat is bij een overschot van 200 kg ca. 17% en bij 100 kg ca. 21%, voor denitrificatie is dat 40 en 47%, voor accumulatie 29 en 32% en voor wegzijging tenslotte 8 en 7%.

De uitkomsten van de analyse zijn besproken in een workshop, waar een aantal feiten aan het licht zijn gekomen, die in dit rapport zijn vastgelegd als aanbevelingen.

1 Inleiding

De evaluatie van de Meststoffenwet, zoals vastgelegd in MINAS en Milieu (2002), heeft aanleiding gegeven tot discussies in hoeverre het N-overschot in de landbouw en de N-belasting van het oppervlaktewater beïnvloed. Zorg bestaat er vooral ten aanzien van de geringe respons van deze belasting op de vermindering van het N-overschot, zoals de STONE-berekeningen ons laten zien. Dit suggereert een gering rendement van MINAS in termen van vermindering van de N-belasting van het oppervlaktewater en roept vragen op ten aanzien van het 'lot van het N-overschot' (Oenema, 2003). Bovenstaande is aanleiding geweest om, in het kader van de aangekondigde evaluatie van de Meststoffenwet 2004, de stikstofbalansen behorend bij de STONE-berekeningen voor de Evaluatie van de Meststoffenwet 2002 (EMW2002) aan een nadere analyse te onderwerpen (Oenema *et al.*, 2003b). De centrale vraag is hoe een verandering van het N-overschot over de verschillende verliesposten wordt verdeeld, en wat de invloed van een vermindering van het N-overschot is op de verdeling binnen de verliesposten.

2 Het model STONE in de EMW2002

In de Evaluatie Meststoffenwet 2002 is bij het verkennende deel gebruik gemaakt van een keten van modellen, met als kern het STONE-model (aangepaste versie 2.0). STONE berekent de belasting van bodem, grondwater en oppervlaktewater met stikstof (en fosfaat), rekening houdend met bemesting, opname door gewassen, netto-mineralisatie en atmosferische depositie (Schoumans *et al.*, 2002).

Het model STONE bestaat op zijn beurt weer uit de modellen ANIMO, QUADMOT, SRM en FARMMIN/CLEAN. ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1999) berekent de uitspoeling van stikstof (en fosfor) naar grond- en oppervlaktewater. QUADMOT (Berge *et al.*, 2000) berekent de N(en P)-opname en droge stofproductie van grasland en maïs. Tevens wordt een schatting gegeven van de productie van gewasresten. CLEAN (van Tol *et al.*, 2001) wordt binnen STONE gebruikt om de bemesting te berekenen¹. Het SRM model, een vereenvoudigde versie van het OPS model, berekent de atmosferische depositie van stikstof (Beusen *et al.*, 1999). Daarnaast wordt gebruik gemaakt van gegevens uit het model SWAP (van Dam *et al.*, 1997) om de hydrologie te beschrijven.

In het verkennende deel van de EMW2002 zijn negen varianten, waarvan 4 hoofdvarianten, van verliesnormen onderzocht. De varianten zijn beschreven in tabel 1. Vanwege het omvangrijke materiaal is besloten in deze studie, drie hoofdvarianten nader te bekijken; de varianten A, D1 en H.

Tabel 1 Varianten van stikstofverliesnormen in de EMB 2002 (Bron: Schoumans *et al.*, 2002)

Varianten	Areaal zandgronden (ha)	droge	Stikstofnormen (N kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	
			grasland (overig/droog)	bouwland (klei /overig /droog)
A Referentie 1998	-		300	175
B 2002	140 000		220/190	150/110/100
C Generiek+maatregelen*	50 000		180	100
D1 2003	140 000		180/140	100/100/60
D2 2003	360 000		180/140	100/100/60
E Aanscherping N-normen	140 000 (Gt 7,7*)		140/100	60/60/40
	220 000 (Gt 6)		-/120	-/-/60
F Aanscherping P-normen (incl kunstmest P)	140 000		180/140	100/100/60
G Variant combinatie E + F	100/100/60		140/100	60/40/40
	220 000 (Gt 6)		-/120	-/-/60
H Variant 'vergaand'	600 000		140/100	60/60/40

* Bovenop de generieke verliesnormen worden de volgende extra maatregelen voor droog zand meegenomen als onderdeel van variant C: effect eerder opstallen per 1 oktober, effect eerder opstallen per 1 september, effect inzaai groenbemester/nagewas bij bouwland

¹ Naast CLEAN is er bij de EMW ook gebruik gemaakt van het model FARMIN-StopNit om de gevolgen van de in de verkenning voorgestelde verliesnormen op de bemesting van grasland en maïs te kwantificeren.

De varianten A en H zijn de extreme varianten (met respectievelijk hoge en lage verliesnormen); D1 geeft de praktijk weer zoals deze (waarschijnlijk) zou gelden vanaf 2003.

Omdat in STONE gerekend wordt met herhalende reeksen van 15 weerjaren (de periode 1986-2000) is ervoor gekozen om bij het opstellen van de stikstofbalansen uit te gaan van het gemiddelde van 15 jaar om bij vergelijkingen de weersinvloeden uit te sluiten. Voor de beschrijving van de historie is het gemiddelde van de jaren 1986 - 2000² genomen, in het vervolg aan te duiden als het jaar 1993. Voor de verkennende varianten A, D1 en H is het gemiddelde genomen over de jaren 2023 - 2037, in het vervolg aan te duiden als A2030, D2030 en H2030.

Voor de 4 situaties/varianten (1993, A2030, D2030 en H2030) zijn naast de nationale balans (voor het gehele STONE landbouwareaal) ook balansen gemaakt voor 9 clusters van plots³ welke samengesteld zijn op basis van bodemtype, gewas en hydrologie, gelet op grondwaterstanden en eutrofie van het kwelwater. Deze 9 clusters worden in tabel 2 beschreven en zijn in bijlage 1 in een kaart opgenomen met de ligging van de bijbehorende plots.

De 9 clusters zijn zo gekozen dat deze het merendeel van de, qua areaal, meest voorkomende gewas - bodemtype combinaties omvatten. Gekozen is voor de bodemtypen zand, klei en veen. Voor zand is een onderverdeling in droog tot zeer droog (Gt 6, 7 en 7*) en matig nat (Gt 4, 5 en 5*) en voor klei is onderscheid gemaakt in nutriëntrijke kwel (tot.-N concentratie >4 mg/l) en nutriëntarme kwel (tot.-N concentratie <4 mg/l). Voor de zandgronden is tevens onderscheid gemaakt in het grondgebruik naar maïs en gras en voor de kleigronden naar bouwland en gras. De veengronden zijn als grasland in gebruik.

Tabel 2 *Overzicht van bodem-grondgebruik combinaties van de clusters*

Cluster	bodem	grondgebruik	aantal plots	areaal (1000 * ha.)	landbouw areaal (%)
VG	Veen	gras	413	238	12
ZnG	Zand, nat ¹	gras	155	71	4
ZdG	Zand, droog ¹	gras	588	268	14
ZnM	Zand, nat ¹	mais	74	19	1
ZdM	Zand, droog ¹	mais	436	123	6
KrB	Klei, rijk ²	bouwland	264	156	8
KaB	Klei, arm ²	bouwland	308	201	10
KrG	Klei, rijk ²	gras	254	104	5
KaG	Klei,arm ²	gras	265	137	7
Totaal	-	-	2757	1317	67
Nationaal ³	-	-	4647	1952	100

¹ matig natte gronden met Gt 4, 5 en 5*; droge en zeer droge gronden met Gt 6, 7 en 7*;

² de onderverdeling arm en rijke kleigronden is gemaakt op basis van de hoeveelheid stikstof in het kwelwater; rijke klei heeft een kwelconcentratie van > 4 mg/l tot.N en arme klei heeft een kwelconcentratie van <4 mg/l tot.N);

³ alle landbouwgronden.

² De stikstofbalansen voor de periode 1986-2000 zijn gebaseerd op de resultaten van de A-variant.

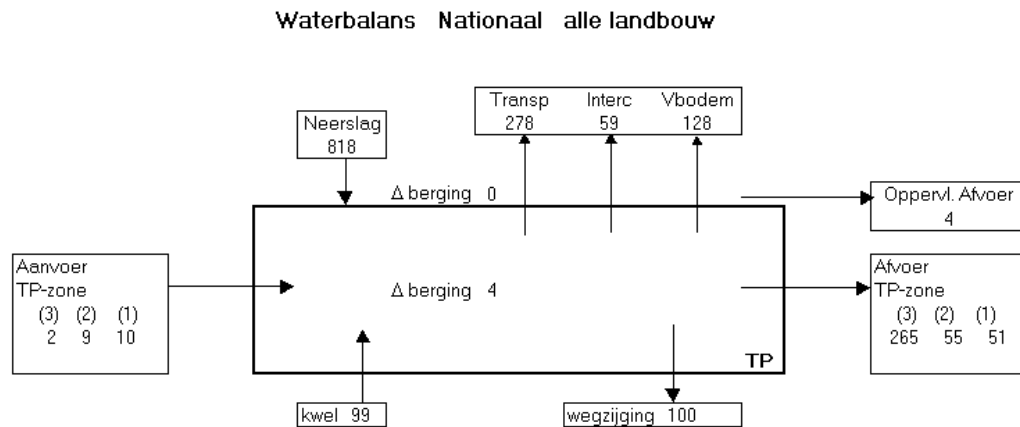
³ De STONE gebiedschematisatie (Kroon *et. al*, 2001) verdeelt Nederland in 6405 unieke plots.

Ook het totaal van alle landbouwgronden op nationaal niveau is meegenomen in de analyse. Het totale areaal van de 9 geselecteerde clusters beslaat ca. $\frac{2}{3}$ van het totale landbouwareaal.

3 Waterbalansen

De verplaatsing van nutriënten door de verzadigde en onverzadigde zone is in hoge mate afhankelijk van waterstromen, die opgeloste stoffen zowel in minerale als in organische vorm meevoeren. Het neerslagoverschot kan van jaar tot jaar sterk verschillen en mede daardoor de afvoer van stikstof naar grond- en oppervlaktewater en eventueel naar de diepere ondergrond. Vergelijking van de jaren onderling geeft dan ook een grillig beeld van de effecten van de genomen maatregelen.

De STONE-berekeningen gaan uit van een aanéengesloten reeks van 15 werkelijke weerjaren. Voor de EMW zijn de klimatologische gegevens gebruikt over de jaren 1986-2000. Deze data vormen ook de input voor de toekomstige 15-jaarreeksen. Om een goede vergelijking te kunnen maken in de tijd is voor de analyse het gemiddelde genomen van een 15-jaarsperiode, waardoor de effecten van extremen worden genivelleerd. Voor het opstellen van de historische stikstofbalans is het gemiddelde over de jaren 1986-2000 genomen. De analyse van de stikstofbalans in de toekomst is gericht op het gemiddelde van de jaren 2023-2037. De waterbalans over deze perioden zijn identiek omdat de werkelijke weerjaren van 1986-2000 na 15 jaar zijn herhaald.



Figuur 1 Waterbalans voor de Nederlandse landbouwgronden over het bodemprofiel van 13 m. (TP)

Figuur 1 geeft het diagram van de waterbalans weer als gemiddelde van landbouwgronden. De waterbalans voor een gemiddeld weerjaar ziet er als volgt uit:

- neerslag	818 mm
- infiltratie uit oppervlaktewater	21 mm
- kwel	99 mm
- bergingsverschil op het maaiveld	0 mm
- bergingsverschil in het profiel	4 mm
- verdamping:	
transpiratie + interceptie + bodemverdamping	- 465 mm
- afvoer naar oppervlaktewater	- 371 mm
- wegzijging	- 100 mm

De diagrammen van de waterbalans van de afzonderlijke clusters staan in Bijlage 2.

De waterbalans van een regio zal beïnvloed worden door de klimatologische en hydrologische situaties. Omdat in deze verkenning gekeken wordt naar 15-jaarlijkse perioden spelen de jaarlijkse klimatologische verschillen geen rol. Anders ligt het met de hydrologische omstandigheden, die voor elke regio weer specifiek zijn in grootte en karakter. Droge zandgronden bijvoorbeeld hebben een diepe grondwaterstand en een grote afstand tot ontwateringsmiddelen. Het profiel van 13 meter is niet voldoende om de overtollige neerslag lateraal af te voeren. Een gedeelte zal dan ook via de diepere ondergrond tot afvoer komen, hetzij uiteindelijk naar het oppervlaktewater of worden opgepompt voor beregening of als ruw water voor de bereiding van drinkwater. In het balansdiagram van de droge zandgronden (figuur B2.3) is de afvoer naar het oppervlaktewater ca. 150 mm tegen 200 mm naar de diepere ondergrond.

Ook het landgebruik heeft invloed op de waterbalans, omdat het ene gewas meer water aan de bodem onttrekt dan het andere. Gelet op de waterbalans van de verschillende clusters (B.2.1-B2.3) is voor gras, bouwland en maïs een gemiddelde verdamping berekend van resp. 550, 390 en 425 mm. Op de droge zandgronden is de verdamping van gras en maïs niet anders dan op de natte zandgronden en kleigronden. Bij de schematisatie van STONE is er vanuit gegaan dat droge gronden in perioden met neerslagtekorten kunstmatig berekend worden. (Kroon *et al.*, 2001).

4 Stikstofbalansen

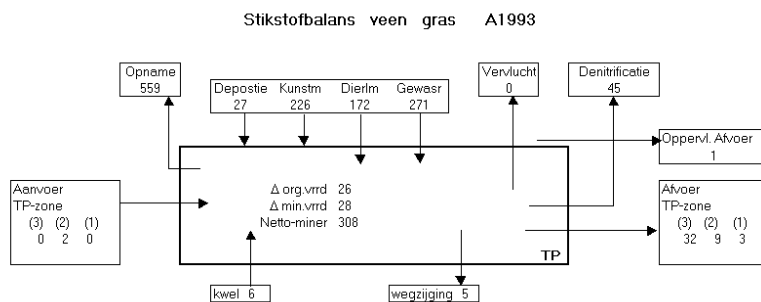
4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de stikstofbalansen, behorend bij de STONE berekeningen voor de evaluatie van de Meststoffenwet 2002 (EMW2002), aan een nadere analyse onderworpen. De analyse betreft hier de verliesposten denitrificatie, accumulatie in de bodem van stikstof, en wegzijging over de onderrand van het beschouwde profiel. Aan de belasting van het oppervlaktewater is een apart hoofdstuk gewijd.

Net als bij de waterbalans is bij het opstellen van de stikstofbalans voor 1993 het gemiddelde over 1986-2000 genomen en voor 2030 het gemiddelde over de periode 2023-2037 om vergelijkingen tussen de jaren te ontkoppelen van het weer.

4.2 Balansposten en definities

Figuur 2 toont een voorbeeld van een stikstofbalans. De balans is opgesteld voor de bodemkolom vanaf maaiveld tot 13 m-mv, zoals deze in STONE gedefinieerd is (Kroon *et al.*, 2001). De balansposten zijn weergegeven in kg N ha⁻¹jr⁻¹.



Figuur 2 Stikstofbalans van het totale bodemprofiel (TP) vanaf maaiveld tot 13 m. diepte

De balansposten zijn te onderscheiden in aan- en afvoerposten en voorraadveranderingen.

De aanvoerposten zijn:

- depositie: droge en natte atmosferische depositie;
- kunstm: kunstmest;
- dierlm: dierlijke mest;
- gewasr: gewasresten welke bij de oogst op het land achterblijven, inclusief de wortels, afgestorven in de groeiperiode;
- aanvoer TP-zône: infiltratie van stikstof vanuit de drainagemiddelen, de aanvoer geschiedt vanuit: (3) drains, greppels en droogvallende sloten
(2) sloten (smaller dan 3 meter)
(1) weteringen en kanalen (breder dan 3 meter);
- kwel: de stikstof die met het kwelwater wordt aangevoerd op 13 meter diepte.

De afvoerposten zijn:

- opname: stikstof opgenomen door het landbouwgewas;
- vervluchtiging: de hoeveelheid ammoniak die bij mesttoediening vervluchtigt (deze post is altijd 0 omdat de mestbalans hiervoor al gecorrigeerd is bij de invoer vanuit CLEAN naar ANIMO);
- denitrificatie: omzetting van nitraat in N_2 en N_2O (lachgas);
- oppervl. afvoer: afvoer over de bodem naar het oppervlaktewater;
- afvoer TP-zône: afvoer naar het oppervlaktewater via de drainagemiddelen, de afvoer geschiedt vanuit:
 - (3) drains, greppels en droogvallende sloten
 - (2) sloten (smaller dan 3 meter)
 - (1) weteringen en kanalen (breder dan 3 meter);
- wegzijging: de stikstof die met het water weglekt via de ondergrens van de bodemkolom op 13 meter diepte.

De volgende voorraadveranderingen zijn te onderscheiden in:

- Δ org vrrd: verandering van de voorraad organisch stikstof in het profiel;
- Δ min vrrd: verandering van de voorraad mineraal stikstof in het profiel.

Daarnaast is in de balansen ook de interne post netto-miner (netto-mineralisatie) weergegeven. Deze balanspost is gelijk aan de mineralisatie van organisch gebonden stikstof (uit dierlijke mest, gewasresten en de bodemvoorraad) verminderd met de immobilisatie van mineraal stikstof (uit de mest, gewasresten en bodemvoorraad).

Een aantal andere in het navolgende gebruikte termen betreffen combinaties van balansposten, de definities luiden:

- netto-bodembelasting:
aanvoer mest + atmosferische depositie – gewasafvoer
(in de terminologie van de balansposten: depositie+kunstm+dierlm+gewasroopname);
- belasting oppervlaktewater:
oppervl. afvoer+afvoer TP-zône+ de som van de afvoerposten (1), (2) en (3);
- accumulatie : Δ org vrrd + Δ min vrrd.

De nationale stikstofbalans en die van de negen clusters vindt men voor de varianten 1993, A2030, D2030 en H2030 in bijlage 3.

4.3 Discussie

4.3.1 Bemesting en netto-bodembelasting

Bemesting

Opvallend is het feit dat in de nationale stikstofbalans in het geval van de A-variant de bemesting (kunstmest + dierlijke mest) niet afneemt en in 2030 zelfs iets hoger ligt dan in 1993 (een stijging van 416 naar 424 kg N ha⁻¹ jr⁻¹). Bij een nadere analyse van de balansen voor de clusters (Bijl. 3) blijkt deze stijging van de bemesting alleen

voor te komen bij grasland en in het bijzonder bij gras op veen (cluster VG). Zie hiervoor de cijfers in Tabel 3.

Tabel 3. Gemiddelde bemesting (kunstmest + dierlijke mest) in $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ per cluster voor de periode 1986-2000 (1993) en voor de 3 hoofdvarianten in de periode 2023-2037 (2030) (vetcursief: stijging t.o.v. 1993)

	1993	A2030	D2030	H2030
Nationaal	416	424	327	281
VG	399	604	452	400
ZnG	559	598	455	395
ZdG	578	607	448	347
ZnM	597	321	232	190
ZdM	606	320	221	172
KrB	246	216	201	193
KaB	257	253	230	206
KrG	485	585	427	368
KaG	472	582	423	363

Het effect van de toenemende bemesting op grasland vindt zijn oorzaak in het feit dat de hoge historische mestgiftten op maïsland drastisch zijn gedaald na invoering van de MINAS (MINAS en Milieu, 2002, p. 122). Het is dan economisch aantrekkelijk geworden om, voor zover de verliesnormen dat toelaten, het resulterende mestoverschot toe te passen op grasland. Dit heeft in het bijzonder gevolgen voor de veenweidegebieden, waar in het verleden relatief weinig werd bemest (zie Tabel 3).

Ook voor bouwland geldt dat er in het verleden vaak onder de MINAS normen werd bemest (MINAS en Milieu, 2002, p. 119). Er is echter rekening mee gehouden dat akkerbouwers en tuinders de MINAS-ruimte niet volledig opvullen, namelijk als de historische gift al laag is (Schoumans *et al.*, p. 31). In de modelberekeningen voor bouwland is de historische mestgift in 1998 dan ook als een maximum gehanteerd (Schoumans *et al.*, p. 34).

N.B. Het citaat uit MINAS en Milieu, 2002 (p. 119)

“In de verkenning is aangenomen dat de verliesnormen voor stikstof en fosfaat niet worden overschreden. Een andere aanname (uitgangspunt) is dat daar, waar de praktijk in 1998 gemiddeld reeds lagere overschotten voor stikstof en fosfaat realiseert dan de verliesnormen in bepaalde varianten, dat dan die overschotten en bijbehorende bemestingsgegevens als input voor de verkenning zijn gebruikt”

is dan ook niet geheel juist. Bij de modelberekeningen is de 'andere aanname' dus niet van toepassing geweest op grasland (en maïsland).

De vraag blijft hoe reëel de veronderstelling is dat boeren, ondanks de mogelijke economische voordelen, meer mest op grasland zullen gebruiken als gevolg van de afnemende mogelijkheden om dierlijke mest op maïsland toe te passen.

Een ander opvallend feit is dat voor gras op veen in de A-variant niet alleen de totale stikstofgift via bemesting toeneemt, maar dat tegelijkertijd ook de hoeveelheid kunstmest toeneemt, namelijk van 226 kg N in 1993 naar 281 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ in 2030 (zie bijlage 3, figuur B.3.2). Dit lijkt niet plausibel.

Netto-bodembelasting

De bovengenoemde stijging van de bemesting vertaalt zich voor gras op veen en klei ook in een stijging van de netto-bodembelasting (mestgift, gecorrigeerd voor ammoniakverliezen bij mesttoediening + atmosferische depositie - gewasafvoer). Zie hiervoor Tabel 4.

Tabel 4. Gemiddelde netto-bodembelasting in kg N ha⁻¹ jr⁻¹ per cluster voor de periode 1986-2000 (1993) en voor 3 hoofdvarianten van de verliesnormen in de periode 2023-2037 (2030) (cursief: stijging t.o.v. 1993)

	1993	A2030	D2030	H2030
Nationaal	201	169	119	97
VG	137	<i>216</i>	<i>171</i>	<i>154</i>
ZnG	248	240	153	126
ZdG	262	246	155	108
ZnM	475	181	109	70
ZdM	479	178	97	67
KrB	106	84	75	68
KaB	119	108	93	79
KrG	176	<i>206</i>	140	119
KaG	171	<i>205</i>	138	116

Opmerkelijk is dat, terwijl de hoeveelheid stikstof uit mest voor veengrasland in de H-variant in 2030 op het zelfde niveau ligt als in 1993, de bodembelasting toeneemt. Dit effect wordt verklaard door het feit dat het aandeel stikstof uit dierlijke mest toeneemt (van 43% in 1993 naar 61% in 2030). Stikstof uit dierlijke mest wordt minder goed door het gewas opgenomen dan kunstmest en leidt zodoende dus tot een hoger N-overschot.

4.3.2 Denitrificatie

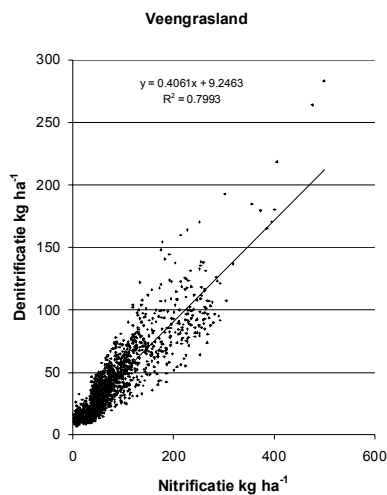
Denitrificatie blijkt het hoogst te zijn bij de combinatie natte graslanden op zandgrond. De denitrificatie op veengrasland lijkt betrekkelijk gering (32-54 kg ha⁻¹ jr⁻¹) vergeleken met zand- en kleigrasland (31-103 respectievelijk 29-58 kg ha⁻¹ jr⁻¹). Voor het optreden van denitrificatie is anaërobie, aanwezigheid van organische stof en aanwezigheid van nitraat vereist. Aan de eerste voorwaarde zal zeker op een deel van de plots van cluster veengrasland (VG), met een gemiddelde grondwaterstand van 60 cm beneden maaiveld, voldaan zijn. Ook de aanwezigheid van snel afbreekbaar organisch materiaal lijkt op veengronden gewaarborgd, zodat vaak de aanwezigheid (en de concentratie) van nitraat de beperkende factor zal zijn. Voorzover nitraat niet als zodanig aan de bodem wordt toegevoegd, moet deze gevormd worden door oxidatie van ammonium (nitrificatie), dat op zijn beurt gemineraliseerd wordt vanuit organisch-N. De mineralisatie op veengrasland is tientallen kilo's per ha groter dan op zand- en kleigrasland (Tabel 5), nitrificatie daarentegen is (zeer) veel lager (50-150 kg ha⁻¹). Als de aanwezigheid van nitraat de beperkende factor is voor denitrificatie, kan men een goede relatie verwachten tussen nitrificatie en denitrificatie zoals figuur 3 laat zien. Het percentage verklaarde variantie is 75% - bij een vereffening op een exponentiële curve zelfs 90%. Van Beek (2003) vond bij metingen op veengrasland

eveneens een duidelijk verband tussen nitraatgehalte en denitrificatiesnelheid (figuur 4).

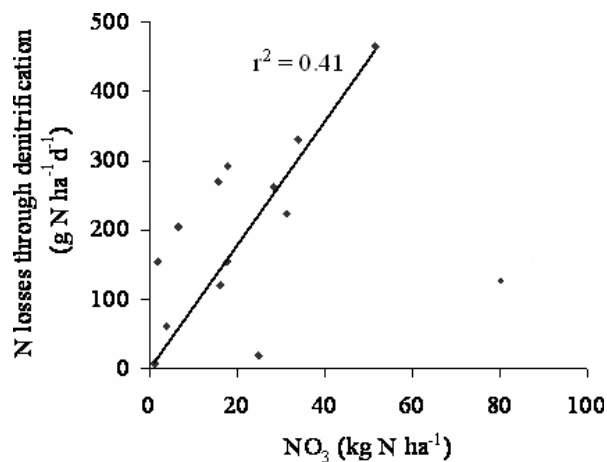
Voor de combinatie grasland op de droge zandgronden en grasland op kleigronden bedraagt het percentage verklaarde variantie 31 en 58% (Tabel 5), wat er op wijst dat hier de aanwezigheid van nitraat een minder dominante factor is en denitrificatie mede bepaald wordt door de beschikbaarheid van organische stof en/of voorkomen van anaërobie. Omdat voor de vorming van nitraat zuurstof nodig is, bestaat bij veengrasland dus de paradoxale situatie dat denitrificatie groter wordt naarmate de (gemiddelde) grondwaterstand dieper is – zeker in het traject van 0.1 tot 1 m-mv (figuur 5). Op de natte zandgronden met maisteelt vindt men een redelijke samenhang tussen nitrificatie en denitrificatie, het percentage verklaarde variantie is hier 43%, op de droge zandgronden met maisteelt, is de samenhang vrijwel afwezig (1.7%). Dus hier is duidelijk, dat onder natte omstandigheden nitraataanwezigheid veel meer een beperkende factor is voor denitrificatie dan onder droge omstandigheden.

Tabel 5 Mineralisatie, nitrificatie, denitrificatie ($\text{kg N ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$) en de correlatie (r^2) tussen nitrificatie en denitrificatie op grasland variant A2030

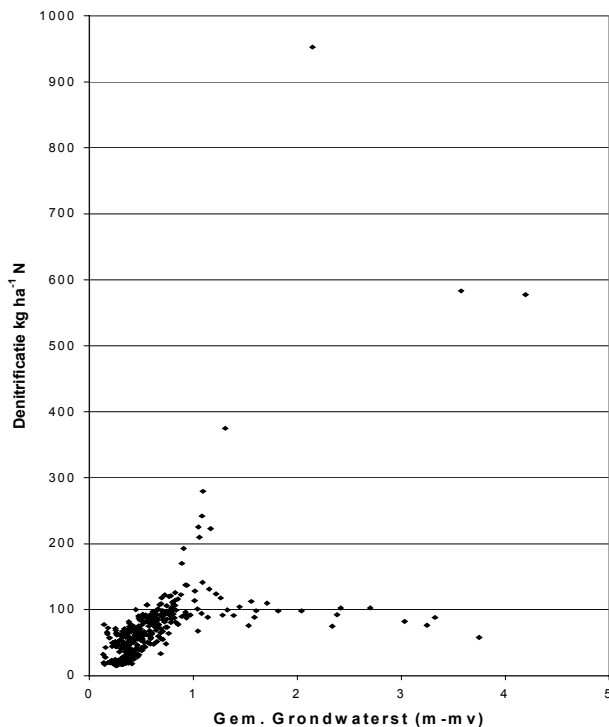
Cluster	Mineralisatie	Nitrificatie	Denitrificatie	Correlatie
VG	436	151	54	0.75
KG	379	196	68	0.58
ZdG	388	306	86	0.31
ZnG	380	298	101	0.71



Figuur 3 Verband tussen denitrificatie en nitrificatie voor veengrasland volgens STONE berekeningen, variant A2030, gwst < 1m –



Figuur 4 Verband tussen nitraatgehalte in veengrasland en denitrificatie (van Beek, 1993)



Figuur 5 Verband tussen gemiddelde grondwaterstand en denitrificatie voor veengrasland

4.3.3 Accumulatie en gewasresten

De organische N-voorraad neemt op grasland toe, gemiddeld over de varianten A2030, D2030 en H2030 met 65 (veen), 94 (zand) en 72 (klei) $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$. Dit heeft te maken met de grote hoeveelheid N in gewasresten (in de orde van 250-350 kg ha^{-1} of 48% van de bruto-Nopname) die aan de grond geretourneerd wordt (Whitehead, 1986, van Dijk *et al.*, 1996). Voor bouwland (KrB en KaB) is de organische N-voorraad redelijk constant. Hier vormt stikstof in gewasresten 22% van de bruto-opname, in absolute hoeveelheden 40-45 kg ha^{-1} . In een driejarige proef op zandleemgrond in België (Informatieblad 398.2.1, Ministerie LNV) werd gevonden dat onder grasland ongeveer 90 kg ha^{-1} meer werd vastgelegd dan onder bouwland, waarmee de door STONE berekende verschillen in accumulatie tussen gras- en bouwland aardig overeenkomen.

Voor maïsland met excessief lage hoeveelheid gewasresten (7% van de bruto-opname, overeenkomend met 12-14 kg ha^{-1}) is sprake van afname.

De gewasresten zoals door STONE berekend voor bouw- en maïsland lijken aan de lage kant. Velthof en Kuikman (2000) geven voor stikstof in gewasresten voor suikerbiet, aardappel en granen respectievelijk 185, 45 en 51 kg ha^{-1} , voor een normale rotatie (2x granen, 1x aardappel en 1x suikerbiet) dus ca. 80 kg ha^{-1} . Voor snijmaïs bedraagt stikstof in gewasresten volgens hen 43 kg ha^{-1} . Voor bouw- en maïsland zou dus 30-40 kg ha^{-1} stikstof meer achterblijven dan door STONE aangenomen of berekend wordt.

4.3.4 Wegzijinging en kwel

Wegzijinging treedt alleen op bij de droge zandgronden. Tabel 6 toont de wegzijinging, afvoer naar oppervlaktewater en de som van beide voor droge en natte zandgrond met gras en met maïs. De totale uitspoelingsverliezen (naar oppervlaktewater + wegzijinging) van de A-varianten in het geval van ZdG zijn groter dan in het geval van ZnG: het verschil bedraagt 11 kg. Voor de overige varianten van zandgrasland zijn de totale uitspoelingsverliezen voor de natte gronden net iets groter. Voor maïs ligt de totale uitspoeling van de droge zandgronden (ZdM) voor alle varianten eveneens hoger dan voor de natte (ZnM), wel enkele tientallen procenten.

Grote hoeveelheden kwel komen voor bij de kleigronden. De N-aanvoer met kwel op het cluster KrB bedraagt 13 kg ha⁻¹, dat is 10 kg meer dan bij het cluster met nutriëntarme kwel (bijlage B.2). Omdat ook bij dit cluster zowel de denitrificatie als accumulatie groter zijn dan in het cluster met nutriëntarme kwel, heeft het verschil in kwelaanvoer geleid tot een grotere oppervlaktewaterbelasting (11-12 kg ha⁻¹ meer). Ook op kleigrasland is verschil in kwelaanvoer 11 kg ha⁻¹, resulterend in een verschil in oppervlaktewaterbelasting van 8-10 kg ha⁻¹.

Tabel 6. Wegzijinging, afvoer naar oppervlaktewater (kg N ha⁻¹jr⁻¹) en de som van beide voor natte en droge zandgronden

Cluster	Variant	Wegzijinging	Afvoer naar oppervlaktewater	Totale afvoer
ZnG	1993	0	42	42
	A2030	1	39	40
	D2030	1	27	28
	H2030	0	23	23
ZdG	1993	29	22	2044
	A2030	32	19	51
	D2030	17	9	26
	H2030	14	7	21
ZnM	1993	2	108	110
	A2030	2	58	60
	D2030	2	36	38
	H2030	2	31	33
ZdM	1993	97	54	151
	A2030	57	30	87
	D2030	32	16	48
	H2030	26	13	39

5 Bodembelasting en belasting oppervlaktewater

5.1 Inleiding

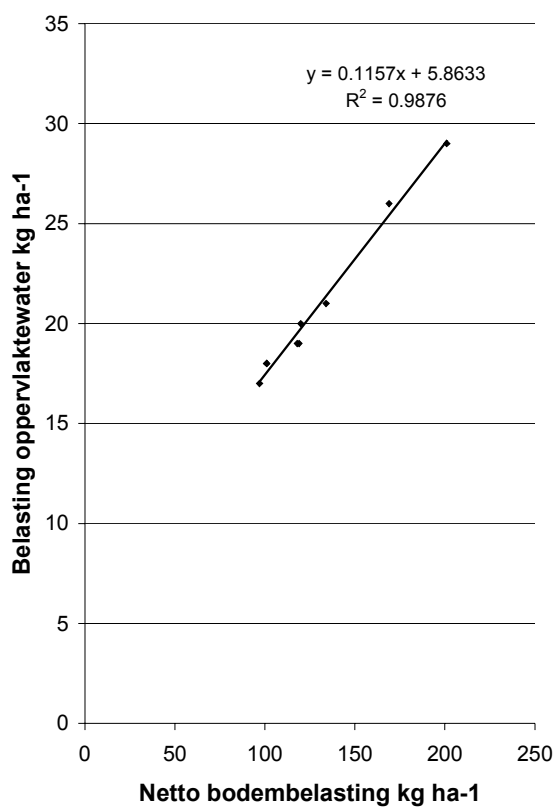
Eén van de centrale vragen die de Evaluatie Meststoffenwet 2002 zich gesteld heeft was, wat aanscherping van de verliesnorm betekent voor de vermindering van de belasting van het oppervlaktewater. Hier zullen twee aspecten van deze vraag behandeld worden:

- Wat is de afname van de N- belasting van het oppervlaktewater in absolute zin? Met andere woorden: als de netto-bodembelasting afneemt met één eenheid, i.c. 1 kg ha^{-1} , hoeveel neemt de belasting van het oppervlaktewater dan af in kg ha^{-1} ?
- Wat is de relatieve afname van de N-belasting van het oppervlaktewater tengevolge van een relatieve afname van de netto-bodembelasting? Met andere woorden: als de netto-bodembelasting relatief afneemt met één eenheid, i.c. 1 %, hoeveel neemt de belasting van het oppervlaktewater dan procentueel af?

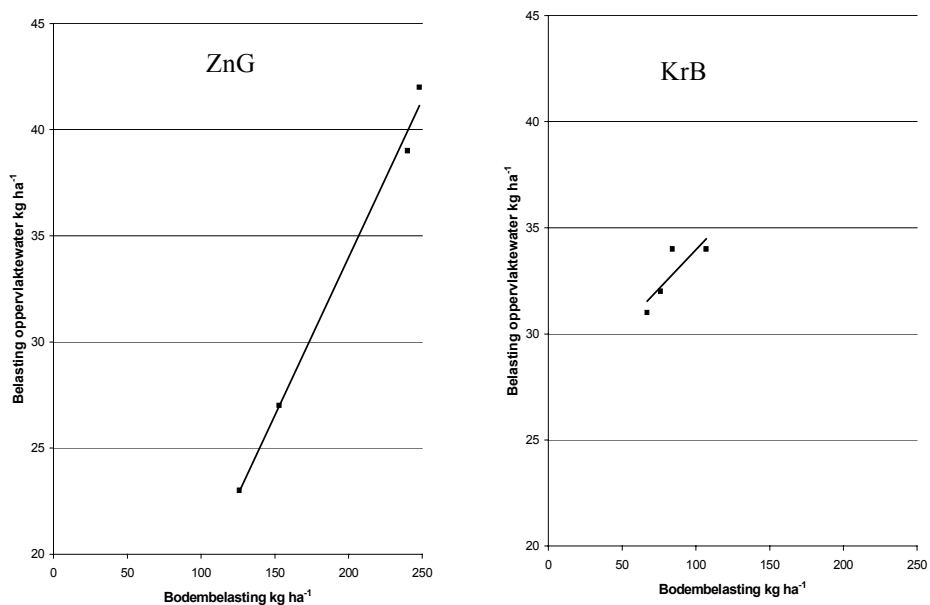
5.2 Absolute afname van de belasting van het oppervlaktewater ten gevolge van de afname van de netto-bodembelasting

In Figuur 6 is voor de nationale balansen de oppervlaktewaterbelasting uitgezet tegen de gemiddelde netto-bodembelasting per variant voor alle varianten uit de Evaluatie Meststoffenwet. De punten laten zich goed vereffenen op een rechte lijn. De richtingscoëfficiënt geeft de verhouding tussen verandering van de oppervlaktewaterbelasting en die van de netto-bodembelasting. Een vermindering van de netto-bodembelasting over het gehele landbouwareaal van $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ betekent dus volgens de STONE berekeningen een vermindering van de oppervlaktewaterbelasting van $0.11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$.

Ook voor de clusters vermeld in Tabel 2 is het verband tussen de oppervlaktewaterbelasting en de netto-bodembelasting vereffend op een rechte lijn. Dat gaat in de meeste gevallen goed – het betreft hier overigens slechts vier situaties (1993, A2030, D2030, H2030) – maar niet voor de clusters KrB en KaB. In deze beide gevallen is de range in oppervlaktewaterbelasting erg klein, $31\text{-}34 \text{ kg ha}^{-1}$ (KrB) respectievelijk $20\text{-}22 \text{ kg ha}^{-1}$ (KaB). Figuur 7 geeft een voorbeeld van een goede en een slechte fit. In Tabel 7 staan de richtingscoëfficiënt, intercept, en de verklaarde variantie (R^2) voor de verschillende clusters van Tabel 2. Vermindering van de netto-bodembelasting met 1 kg ha^{-1} levert dus een vermindering van de oppervlaktewaterbelasting met 0.05 (KrB) tot 0.2 (VG) $\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$.



Figuur 6 Verband tussen netto-bodembelasting en belasting oppervlaktewater voor het gehele landbouwareaal



Figuur 7 Belasting oppervlaktewater als functie van de bodembelasting voor de combinatie zand nat gras (ZnG) en klei, nutriëntrijke kwel, bouwland (KrB)

Tabel 7 Richtingscoëfficiënt, intercept en R² van het lineaire verband tussen netto-bodembelasting en belasting oppervlaktewater voor de combinaties van Tabel 2

	Richtingscoëfficiënt (-)	Intercept kg ha ⁻¹	R ² (-)
VG	0.221	14.8	0.998
ZnG	0.149	4.19	0.994
ZdG	0.098	-4.77	0.971
ZnM	0.191	18.5	0.989
ZdM	0.098	8.17	0.975
KrB	0.073	26.6	0.700
KaB	0.054	15.9	0.919
KrG	0.113	11.1	0.962
KaG	0.081	7.32	0.986
Nationaal	0.113	5.86	0.987

Er is a priori geen reden waarom het verband tussen netto-bodembelasting en belasting oppervlaktewater lineair zou zijn. Zulk een verband is de resultante van op elkaar inwerkende lineaire en niet lineaire processen, zoals beschreven in STONE met name in het onderdeel ANIMO. Dat dit verband zich (soms!) goed laat beschrijven door een rechte lijn is handig omdat dan de verandering van de oppervlaktewaterbelasting constant is voor een gegeven verandering van de netto-bodembelasting, binnen het beschouwde traject. Extrapoleren buiten dit traject is een tamelijk hachelijke zaak.

Het is jammer dat in de berekeningen maar een beperkt traject in beschouwing is genomen. Net als bij proeven is het de moeite waard om ook bij modelberekeningen extreme omstandigheden te beschouwen, ook als deze in de praktijk niet voorkomen. Hier zou dat betekenen dat berekeningen uitgevoerd zouden kunnen worden met bijv. een netto-bodembelasting van 0 kg N of berekeningen uitvoeren zonder enige vorm van bemesting.

5.3 Relatieve afname van de belasting van het oppervlaktewater ten gevolge van de relatieve afname van de netto-bodembelasting

Oenema noemt in zijn notitie één van de meest opvallende resultaten van de EMW2002 de constatering dat een verlaging van het gemiddelde N-overschot met een factor 2 á 3 tot een verlaging van de N-belasting van het oppervlaktewater van 20% leidt. Er zou dus sprake zijn van een zeer ‘inelastische’ relatie tussen het N-overschot in de landbouw en de N-belasting van het oppervlaktewater. Elasticiteit is een begrip uit de economie. Het duidt de fractionele (of procentuele) verandering van een afhankelijke variabele – hier de belasting van het oppervlaktewater – ten opzichte van de fractionele verandering van de onafhankelijke variabele, hier de netto-bodembelasting. In bijlage 4 wordt dit begrip nader uitgelegd.

Tabel 9 geeft de berekende elasticiteit voor de verschillende varianten gebaseerd op de ‘nationale’ STONE-balansen. De elasticiteit in deze tabel is berekend als het quotiënt van de verandering van de gemiddelde belasting van het oppervlaktewater voor de periode 2023-2037 (2030) ten opzichte van de periode 1986-2000 (1993) en

de verandering van de gemiddelde netto-bodembelasting voor de periode 2023-2037 (2030) ten opzichte van de periode 1986-2000 (1993).

Uit de tabel is af te lezen dat de N-belasting van het oppervlaktewater inderdaad minder dan evenredig reageert op een afname van de netto-bodembelasting, waarbij opvalt dat deze reactie duidelijk minder is in variant A dan in de andere varianten. Ook geven de cijfers aan, dat de mate van inelasticiteit zoals voorspeld door STONE, behalve misschien voor de A-variant, niet dramatisch is.

Tabel 8 Relatie netto-bodembelasting en belasting oppervlaktewater voor de landbouwgronden in Nederland

Variant	Netto-bodembelasting		Belasting oppvl.water		Elasticiteit belasting oppvl.water
	(kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)	t.o.v. 1993 (%)	(kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)	t.o.v. 1993 (%)	
1993	201	-	33	-	-
2030-A	169	16	31	6	0.41
2030-B	134	33	26	22	0.67
2030-D1	119	40	24	27	0.67
2030-D2	118	41	24	27	0.66
2030-E	101	49	23	31	0.64
2030-F	120	40	24	27	0.67
2030-G	101	50	23	32	0.64
2030-H	97	52	22	33	0.65

N.B. Zie voor de cijfers voor 2030 ook MINAS en Milieu (2002), Tabel 8.2.1 en Schoumans *et. al.* (2002), Tabel 4.4.5. Zie voor de cijfers voor 2030 ook Schoumans *et. al.* (2000), Tabel 5.2.6 (andere eenheid!)

De elasticiteit kan ook berekend worden door aan te nemen dat het verband tussen oppervlaktewaterbelasting en netto-bodembelasting gegeven wordt door een continue functie, hier dus het lineaire verband van figuur 6. De aldus berekende elasticiteit over het traject van netto-bodembelasting 97-201 kg ha⁻¹ N bedraagt 0.6, dus vrijwel gelijk aan het gemiddelde van de in Tabel 8 vermelde waarden. Dit houdt dus in dat op nationale schaal een verandering in de netto-bodembelasting van bijvoorbeeld 10% leidt tot een verandering in oppervlaktewaterbelasting van ca. 6%.

Tabel 9 Gemiddelde elasticiteit over het traject van de bodembelasting

	Netto-bodembelasting (kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)	\bar{E} (-)
VG	137 – 217	0.73
ZnG	126 – 218	0.86
ZdG	108 – 263	1.36
ZnM	70 – 475	0.70
ZdM	67 – 480	0.71
KrB	67 – 107	0.16
KaB	80 – 119	0.28
KrG	119 – 206	0.65
KaG	115 – 204	0.65
Nationaal	97 - 219	0.68

Tabel 9 geeft de aldus berekende elasticiteit voor de clusters van Tabel 2. Het met het areaal gewogen gemiddelde bedraagt 0.71. Eén cluster (ZdG) levert een elasticiteit groter dan 1 op, daar is dus de relatieve vermindering van de belasting van oppervlaktewater groter dan de relatieve vermindering van de netto-bodembelasting. De combinaties KrB en KaB vertonen een elasticiteit < 0.3 , maar hier is de aanname van een lineair verband tussen bodembelasting en oppervlaktewaterbelasting discutabel (zie Tabel 7). Wordt de elasticiteit voor deze twee clusters berekend uit de individuele verschillen van de varianten A, D en H met de referentiewaarde 1993, dan resulteert dat in $E = 0.18$ (KrB) respectievelijk $E = -0.03$ (KaB). Omdat per bodemgewascombinatie voor alle varianten dezelfde waterafvoer geldt, is de elasticiteit voor de N-concentratie dezelfde als die voor de N-hoeveelheid zoals vermeld in tabel 8 en 9.

Een mogelijke oorzaak van de voorspelde inelastische reactie van de oppervlaktewaterbelasting op een verlaging van de netto-bodembelasting is de achtergrondbelasting door nutriëntrijke kwel en mineralisatie van veen, die als een min of meer constante factor beschouwd mag worden.

Het maximale effect van kwel op de mate van inelasticiteit, kan worden bepaald door ervan uit te gaan dat de aanwezige stikstofcomponenten in het kwelwater onveranderd het oppervlaktewater bereiken (geen denitrificatie of immobilisatie tijdens de stroming door het profiel naar het oppervlaktewater). Voor deze situatie kan de belasting van het oppervlaktewater voor het kwelaandeel gecorrigeerd worden door de kwelflux te minderen op de totale afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater. Op basis van de 'kwel-gecorrigeerde' afvoeren kunnen vervolgens (kwel-gecorrigeerde) elasticiteiten worden berekend.

'Kwel-gecorrigeerde' elasticiteiten zijn voor de verschillende varianten met specifieke verliesnormen berekend voor het gehele landbouwareaal. De gehanteerde correctie van de oppervlaktewaterbelasting voor kwel is alle gevallen gelijk aan $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (zie Bijlage 3, Figuur B.3.1). Tabel 10 geeft het resultaat van de berekeningen weer.

Tabel 10. Elasticiteiten oppervlaktewater (-) voor het gehele landbouwareaal, zonder kwelcorrectie (E) en met kwelcorrectie (E')

variant	E	E'	E' - E	1 - E
A-2030	0.41	0.48	0.07	0.59
B-2030	0.67	0.79	0.12	0.33
D1-2030	0.67	0.79	0.12	0.33
D2-2030	0.66	0.78	0.11	0.34
E-2030	0.64	0.75	0.11	0.36
F-2030	0.67	0.78	0.12	0.33
G-2030	0.64	0.75	0.11	0.36
H-2030	0.65	0.76	0.11	0.35

Uit de tabel is af te lezen dat door de kwel-correcties de elasticiteiten ongeveer 0.11 stijgen. Een andere manier om naar de getallen te kijken is door uit te gaan van de mate van inelasticiteit (1-E). Deze is ongeveer 0.33 en wordt door de kwel-correctie met ongeveer 0.11 gereduceerd. De conclusie kan dan zijn dat kwel (volgens STONE) voor maximaal 1/3 bijdraagt aan de inelasticiteit van de reactie van de oppervlaktewaterbelasting op de verlaging van de netto-bodembelasting.

6 Het lot van het overschot

In het voorgaande hoofdstuk is aandacht besteed aan de vraag in welke mate een verandering van de netto-bodembelasting een verandering in oppervlaktewaterbelasting bewerkstelligt. Hier zal nagegaan worden hoe een verandering van de netto-bodembelasting andere posten van de balans beïnvloedt. Het N-overschot wordt verdeeld over de volgende balansposten:

- 1) Afvoer van N naar het oppervlaktewater
- 2) Omzetting van nitriet- en nitraat-N door denitrificatie
- 3) Accumulatie en immobilisatie van N in de bodem
- 4) Uitspoeling van N
- 5) Vervluchtiging van ammoniak naar de atmosfeer

Vervluchtiging van ammoniak (punt 5) speelt hier geen rol omdat de mestgift hiervoor al gecorrigeerd is. De posten 2 t/m 4 zijn, zoals eerder gebeurd is met post 1 weer vereffend op rechte lijnen met de netto-bodembelasting als verklarende variabele. Figuur 8 geeft een voorbeeld waar een dergelijke vereffening goed en een voorbeeld waar het veel minder goed gaat. Alweer zijn het vooral de combinaties KrB en KaB die het slecht doen. In tabel 11 wordt de verdeling van het N-overschot over verschillende balansposten gegeven. Bij afnemend netto-bodemoverschot-plus verschuift de verdeling naar een groter aandeel belasting van het oppervlaktewater en naar een kleiner aandeel denitrificatie (het aandeel van wegzijging, resp. accumulatie blijft ongeveer gelijk).

Tabel 11 Waar blijft het N-bodemoverschot (nationale balansen)

	Netto-bodem-belasting ¹⁾	Netto-bodem-overschot-plus ²⁾	Belasting oppervlakte-water		Denitrificatie		Wegzijging		Toename bodem-voorraad	
			Abs.	% ³⁾	Abs.	%	Abs.	%	Abs.	%
1993	201	206	33	16	98	47	16	7.7	60	29
A2030	169	175	31	18	80	46	13	7.4	51	29
D2030	119	125	24	19	51	41	9	7.0	41	33
H2030	97	103	22	22	42	41	8	7.5	30	29

¹⁾ Netto-bodembelasting = netto-bodemoverschot.

²⁾ Netto-bodembelasting + kwel + infiltratie + (indien van toepassing) afname bodemvoorraad

³⁾ Percentage van het netto-bodemoverschot-plus.

De verhouding denitrificatie/oppervlaktewaterbelasting is niet constant maar afhankelijk van de hoogte van de netto-bodembelasting. Voor KrG uit figuur 8 geldt

$$\text{bijvoorbeeld: } \alpha = \frac{0.5057x + 33.784}{0.1128x + 11.122}$$

waarin α de verhouding denitrificatie/oppervlaktewaterbelasting voorstelt. Tabel 12 vergelijkt de door STONE berekende verhouding denitrificatie/uitspoeling

gemiddeld over het traject van de netto-bodembelasting met enige waarden uit een beperkt literatuuronderzoek.

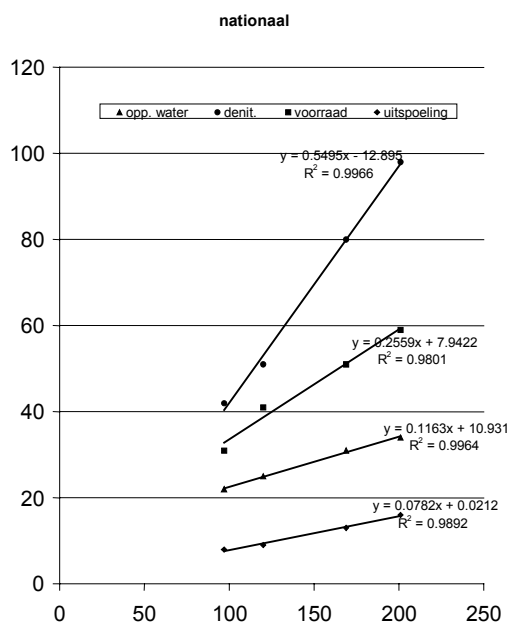
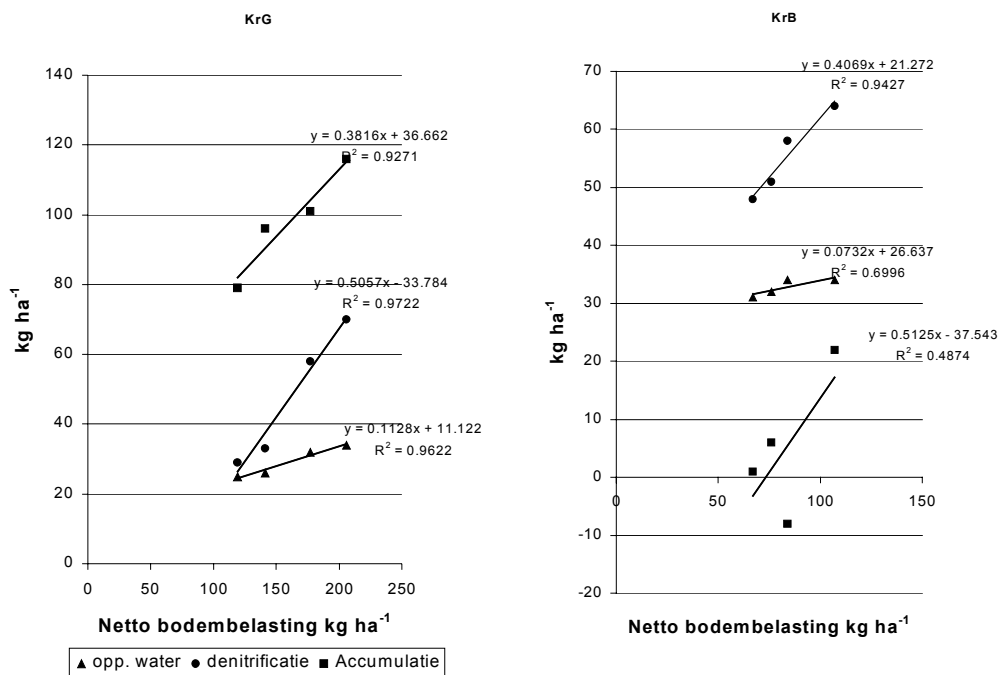
Tabel 12 Verbouwing denitrificatie/uitspoeling volgens STONE en zoals in de literatuur vermeld

Type landbouwgrond	STONE	Literatuur	Bron
Alle landbouwgronden	0.8 - 4.75 (gem. 2.0)	1.5 - 9	Van Eck <i>et al.</i> (1995)
Gras op droog zand	4	1.8	Willems <i>et al.</i> (2000)
Gras op nat zand	2.0	4	Willems <i>et al.</i> (2000)
Gras op veen	0.8	-	-
Mais op droog zand	4.75	-	-
Bouwland op droog zand	-	0.48	Willems <i>et al.</i> (2000)
Bouwland op nat zand	-	1.9	Willems <i>et al.</i> (2000)

In Tabel 13 staan de richtingscoëfficiënten van de relatie van de onderscheiden balansposten met de netto-bodembelasting. Hiermee is de fractie bepaald van het stikstofoverschot die naar de betreffende balanspost gaat. De som van alle fracties moet uiteindelijk 1 zijn. Volgens de Tabel neemt bij een afname van de netto-bodembelasting met 1 kg ha⁻¹ in geval van de combinatie ZdG de oppervlaktewaterbelasting met 0.098 kg N ha⁻¹ af, de denitrificatie met 0.44 kg N ha⁻¹, de accumulatie met 0.34 kg N ha⁻¹ en de wegzijging tenslotte met 0.12 kg N ha⁻¹ af. De grootste verandering ten gevolge van een verandering van de netto-bodembelasting treedt op bij denitrificatie, met als uitzondering veengrasland, en in mindere mate kleibouwland. Op veengrasland heeft een afname van de netto-bodembelasting met 1 kg N ha⁻¹ een afname van de N-accumulatie met 0.6 kg ha⁻¹ tot gevolg.

Tabel 13. Fractieverdeling van de verandering van de netto-bodembelasting over de balansposten

	Belastingoppvl.water (-)	Denitrificatie (-)	Accumulatie (-)	Wegzijging (-)	Som (-)
Nationaal	0.116	0.550	0.256	0.078	1
VG	0.218	0.175	0.607	0.00	1.000
ZnG	0.149	0.615	0.184	0.00	0.948
ZdG	0.098	0.441	0.341	0.116	0.996
ZnM	0.191	0.648	0.159	0.00	0.998
ZdM	0.098	0.561	0.098	0.168	0.925
KrB	0.073	0.407	0.513	0.00	0.993
KaB	0.054	0.542	0.405	0.00	1.001
KrG	0.113	0.506	0.382	0.00	1.001
KaG	0.081	0.456	0.432	0.00	0.969



Figuur 8 Belasting oppervlaktewater, denitrificatie en accumulatie in de bodem als functie van de bodembelasting, nationaal en twee bodem-gewas combinaties

7 Discussie en conclusies

De diagrammen van de stikstofbalans vormen de kern van de discussie rondom de gebruikte bemestingsscenario's ten behoeve van de EMW2002 en de uitkomsten van de STONE-berekeningen te beoordelen op afwijkingen en te toetsen aan het verwachtingspatroon. Uiteindelijk richt de discussie zich op de interactie tussen de bemesting, productie van gewasresten en accumulatie, denitrificatie en afvoer naar het oppervlaktewater.

Ten behoeve van deze studie zijn echter geen nieuwe berekeningen gemaakt om de reactie van het modelinstrumentarium op de discussiepunten te kunnen verifiëren.

De conclusies richten zich op die ene centrale vraag van de Evaluatie Meststoffenwet 2002: 'Wat betekent de aanscherping van de verliesnorm voor de vermindering van de belasting van het oppervlaktewater.

De aanbevelingen komen voort uit de opmerkingen die geplaatst zijn tijdens de workshop, gehouden in het kader van deze rapportage.

7.1 Discussie

Bij het opstellen van de stikstofbalansen is uitgegaan van de verwachte evenwichtssituatie rond 2030 met als referentie het jaar 1993 (gemiddelde van 1986-2000). Voor de historie kan worden opgemerkt dat de periode 1986 en 2000 zich kenmerkt door een sterke afname van de stikstofbelasting op landbouwgronden. Omdat in deze studie alleen maar uitgegaan wordt van het 15-jarig gemiddelde is deze afname niet terug te zien in de resultaten.

De bodembelasting van grasland op veen neemt in de drie beschouwde EMB varianten in de toekomst toe ten opzichte van de periode 1986 - 2000. Het effect van de, in de balansen gevonden, toegenomen bemesting op veengrasland vindt zijn oorzaak in het feit dat de hoge historische bemestingen van maïs drastisch na de introductie van MINAS drastisch zijn gedaald. Dit vertaald zich, voor zover de verliesnormen dat toelaten, in een toename van het mestoverschot op grasland. Dit heeft bijzondere gevolgen voor de veenweidegebieden in het A-scenario, omdat hiervoor de N-bodembelasting relatief laag was, maar ook voor de andere grondsoorten met bodemgebruik grasland heeft dit consequenties gehad, zij het in mindere mate. Landelijk is de mestproductie gelijk gebleven, alleen de verdeling van de mest is verschoven van maïs- naar graslandpercelen

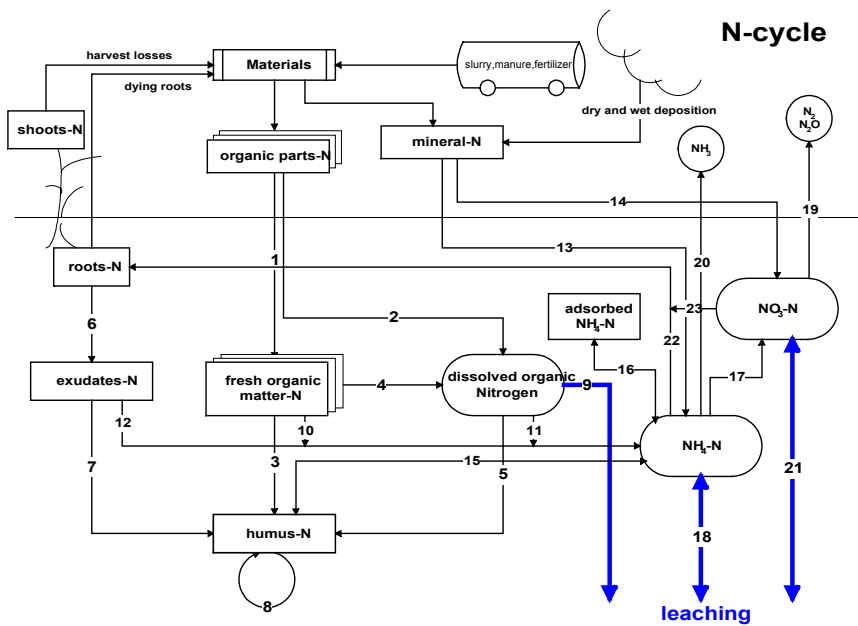
Het ligt voor de hand dat rundveehouderijbedrijven met maïsteelt meer mest op grasland zullen gaan gebruiken (voor zover de normen dit toelaten) naarmate de mogelijkheid om dierlijke mest op maïsland af te zetten vermindert. De vraag blijft of het reëel is en economisch verantwoord om de overtollige mest uit zandgebieden transporteren naar veenweidegebieden. Opmerkelijk is ook dat voor de veengebieden in de A-variant niet alleen de totale N-bemesting toeneemt door de aanvoer van dierlijke mest, maar tevens door de toename van de hoeveelheid kunstmest: in 1993 nog 226 en in 2030 281 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

Gezien bovenstaande discussiepunten is het niet duidelijk in hoeverre de A2030 variant een getrouwe weergave is van de effecten van de invoering van de verliesnormen van 1998. Een kritische benadering van de bemestingsscenario's met het oog op zowel de N- al de P-verliesnorm blijft essentieel voor de STONE-resultaten.

In ANIMO, als onderdeel van STONE 2.0, moeten gegevens over de waterhuishouding worden ingevoerd, berekend met een model dat daarop toegespitst is, i.c. SWAP. Een nadeel hiervan is dat er geen terugkoppeling bestaat tussen gewasgroei of opname zoals in ANIMO berekend en de waterhuishouding. Binnen een bodem-gewascombinatie wordt ongeacht de bemestingsvariant bijv. dezelfde verdamping opgelegd, terwijl men kan verwachten dat bij geringere opname en dus ook geringere produktie de verdamping geringer zal zijn (Van Keulen en Seligman, 1987), waardoor ook de uitspoeling zal veranderen. Dit zou nader onderzocht moeten worden.

Voor de meeste onderscheiden bodem-gewas combinaties bestaat er een lineair verband tussen de netto-N-bodembelasting en de N-belasting van het oppervlaktewater. Dit betekent eenvoudig dat een gegeven verandering van de netto-bodembelasting binnen het beschouwde traject een constante verandering van de oppervlaktewaterbelasting tot gevolg heeft. Dit biedt tevens de mogelijkheid om van de STONE-uitkomsten een metamodel af te leiden.

De organische stofvoorraad is na 45 jaar gelijkmatig bemesting onder grasland nog steeds niet in evenwicht. In STONE-versie 2.0 is het model QUADMOD van PRI geïmplementeerd. Het model QUADMOD genereert onder gras 2 tot 3 maal zoveel gewasresiduen ($100-300 \text{ kg ha}^{-1}$) als de oorspronkelijke grasproductiemodule in ANIMO. Wat het effect hiervan is op de stikstofbalansposten is na te gaan in het modelconcept ANIMO (fig. 9)



Figuur 9 Relatiediagram van de stikstofkringloop, beschreven in het model ANIMO (Groenendijk et al., 1999)

De hoeveelheid gewasresiduen wordt toegevoegd aan de pool vers-organisch-materiaal (relatie 1). Uit deze pool gaat een gering deel van het organisch-N in oplossing, een deel (25%) komt terecht in de humus/biomassapool en het overgrote deel van de organische stof (75%) wordt afgebroken en omgezet in minerale stikstof (mineralisatie). De humus biomassapool breekt traag af zodat de jaarlijkse toevoer van gewasresiduen leidt tot gestage ophoping van organisch gebonden stikstof.

7.2 Conclusies

Binnen het traject van de opgelegde netto-bodembelasting bestaat een lineair verband tussen de verliesposten oppervlaktewaterbelasting, denitrificatie, accumulatie in bodem, afvoer naar dieper grondwater en de netto-bodembelasting. Dit geldt zowel voor de resultaten op nationale schaal als voor de bodem-gewascombinaties. Een vermindering van de netto-bodembelasting van $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ leidt op nationale schaal tot de volgende vermindering van de verliesposten:

- accumulatie $0.26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$;
- denitrificatie $0.55 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$;
- afvoer naar oppervlaktewater $0.12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$;
- afvoer naar diepere grondwater $0.08 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

Voor grasland is denitrificatie het geringst op veengrond, hier is de beschikbaarheid van nitraat de beperkende factor voor denitrificatie. Op zand- en kleigrond wordt

denitrificatie meer bepaald door optreden van anaërobie en beschikbaarheid van makkelijk afbreekbare organische stof.

Accumulatie van stikstof in de bodem treedt op onder grasland op alle grondsoorten. Dit is het gevolg van de grote hoeveelheid N in gewasresiduen en wortelresten. De bouwlandgronden lijken wel in evenwicht, terwijl voor mais sprake is van kleine afname van de organische stikstofvoorraad.

De elasticiteit van de respons van de oppervlaktewaterbelasting als reactie op een vermindering van de netto-bodembelasting voor alle landbouwgronden bedraagt 0.68, gemiddeld over het traject van netto-bodembelasting 97-201 kg ha⁻¹.

Op het niveau van individuele bodem-gewascombinaties zien we een grote variatie in elasticiteit, variërend van 0.16 tot 1.36.

De mate van inelasticiteit kan voor maximaal 1/3 verklaard worden door de aanvoer van kwelwater uit de diepere ondergrond.

De zwakke en sterke punten van STONE 2.0 kunnen samengevat worden in onderstaande tabel.

Tabel 14 Beoordeling¹⁾ van invoer- en uitvoerdata van STONE EMW2002

		zand	klei	veen
bemesting		?	?	?
netto- gewasontrekking	gras maïs bouwland	+ +	+ wortelresten te laag +	+ +
nitrificatie			voor gras te laag	
denitrificatie		?	?	?
mineralisatie			voor gras te laag	
accumulatie			voor gras te hoog	

¹⁾ ? roept vragen op; + in overeenstemming met praktijk en literatuur

8 Aanbevelingen

De verdeling en toepassing van dierlijke mest over de verschillende bodemgebruiksvormen dienen aan te sluiten bij de praktijk, evenals een uitgebalanceerde verhouding tussen het gebruik van kunstmest naast de toepassing van dierlijke mest.

Het ANIMO-concept vraagt om aanpassingen, waar het gaat om de verdeling van vers organisch materiaal over de onderscheiden fracties. Over lange rekenperioden moet er evenwicht ontstaan in de organische (stik)stofvoorraad.

De grootte van de denitrificatie en N-accumulatie dienen zo mogelijk onderbouwd te worden vanuit een uitgebreid literatuuronderzoek, waarbij ook de productie en samenstelling van wortelresten bij maïs en andere landbouwgewassen aandacht moet krijgen ondersteund met resultaten van langjarige praktijkproeven.

Het verdient aandacht om in een volgende Evaluatie van de Mestwetgeving ook scenario's op te nemen, - voor het beleid weliswaar niet interessant – waarin sprake is van extremen in de bodembelasting om meer inzicht te krijgen in het verloop van de processen en daarmee in de plausibiliteit van het modelinstrumentarium.

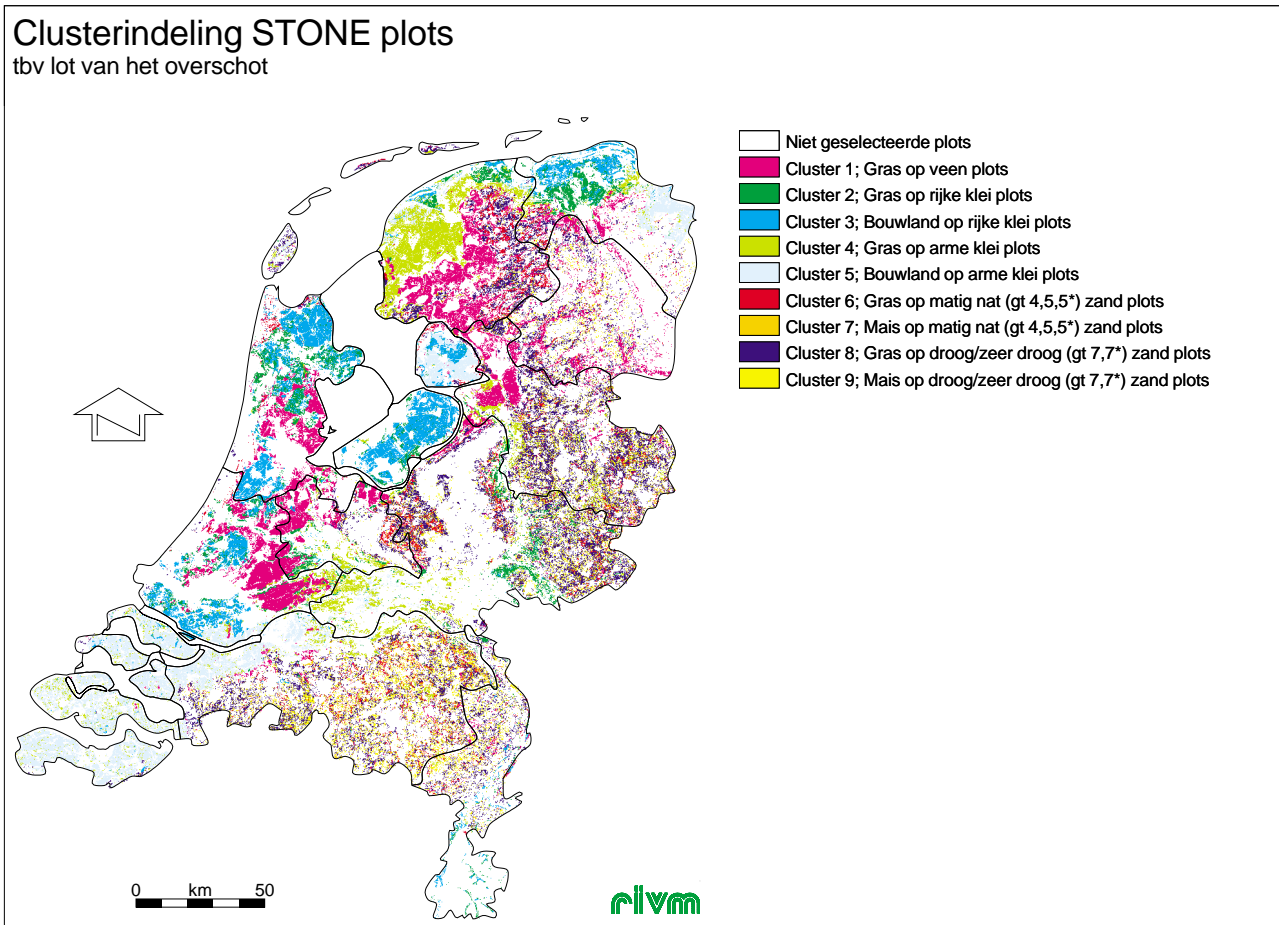
Referenties

- Beek, Ch. van. 2003. Persoonlijke mededeling.
- Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meers. 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.
- Beusen, A.H.W., H.L. Boogaard, P.A. Fink., R. Heida, B. Gehrels, P. Groenendijk, J.A. van Jaarsveld, O.M. Knol, G.B.J. Overbeek, E. Scheper. 1999. STONE1.2, Technische documentatie, Versie 1.0. RIVM Bilthoven
- Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk en C.A. van Diepen. 1997. Theory of SWAP-version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Technical Document 45. DLO-Winand Staring Centre, Wageningen.
- Dijk W., T. Baan Hoffmann, K. Nijssen, H. Everts, A.P. Wouters, J.G. Lamesr, J. Alblas & J. van Bezooijen, 1996. Effecten van mais-gras vruchtwisseling. Verslag nr.217, Proefstation voor de Akkerbouw en Groenteteelt in de vollegrond, Lelystad 140 pp.
- Eck G. van (red.). 1995 Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische werkgroep toelaatbaar stikstofoverschot
- Groenendijk, P. en J.G. Kroes. 1999 Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Report 144, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Milieu en Natuurplanbureau RIVM, 2002. MINAS en Milieu; Balans en Verkenning. RIVM rapportnummer. 718201005. RIVM Bilthoven.
- Keulen, H. van, & N.G. Seligman, 1987. Simulation of water use, nitrogen nutrition and growth of a spring wheat crop. Pudoc Wageningen, 310 pp.
- Kroon, T. Finke, P.A., Peereboom, I., Beusen, A.H.W. 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE; de ruimtelijke indeling en toekenning van de hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA Rapport 2001.017, RIZA, Lelystad.
- Oenema, O., 2003. Het lot van het stikstofoverschot verklaard?. Interne Notitie Alterra.
- Oenema, O., Plette, S, Grinsven, J.J.M. van, 2003. Covernotitie "Het lot van het stikstofoverschot". Memo aan projectgroep EWM 2004 i.o., d.d. 6 januari 2003.
- Schoumans, O.F., Roelsma, J., Oosterom, H.P., Groenendijk, P., Wolf, J., Zeijts H. van, Born G.J. van den, Tol S. van, Beusen A.H.W., Berge H.F.M. ten, Meer H.G. van der, Evert F.K. van. 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0, Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra Rapport 552, Alterra, Wageningen.
- Tol, S. van, G.J. van der Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol. 2001. CLEAN 2.0, Model voor de berekening van

- stikstof en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelstructuur. RIVM rapport 773004010. RIVM. Bilthoven.
- Tiktak A., A.H.W. Beusen, L.J.M. Boumans, P. Groenendijk, B.J. de Haan, R.P. Portielje, C.G.J. Schotten en R. J. Wolf. 2003. Toets van STONE versie 2.0 – Samenvatting en belangrijkste resultaten. RIVM rapport nummer 718201 007, RIVM Bilthoven.
- Velthof G.L. en P.J. Kuikman, 2000. Beperking van lachgasemissie uit gewasresten; Een systeemanalyse. Alterra-rapport 114-3.
- Whitehead, D.C., 1986. Sources and transformations of organic nitrogen in intensively managed grasslands. In: Van der Meer H.G., J.C. Ryden and G.C. Ennik (eds.) Nitrogen fluxes in intensive grassland systems. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht: 47-59.
- Willems W.J., T.V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters & HJ.F.M. Aarts, 2000. Onderbouwing van het Nederlandse derogatie verzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. RIVM-rapport 718201002, Bilthoven, 102 pp.

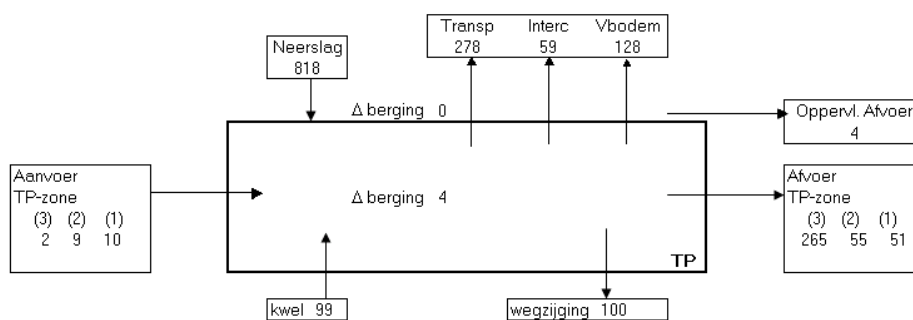
Bijlage 1 Ligging van de gebruikte clusters

Figuur B1.1. Ligging van de geanalyseerde clusterplots

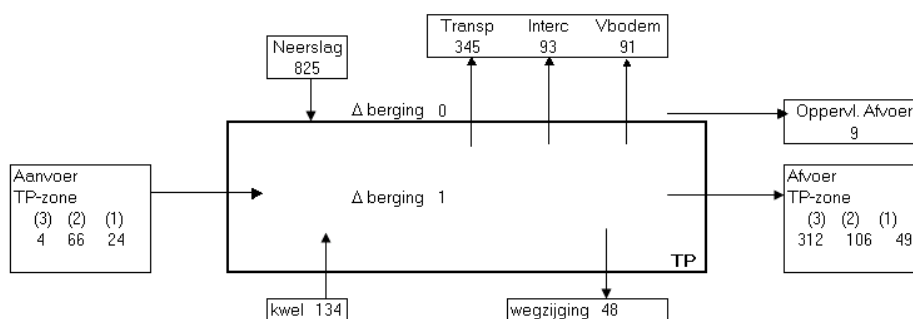


Bijlage 2 Diagrammen van de waterbalans alle landbouwgronden en de individuele clusters

Waterbalans Nationaal alle landbouw

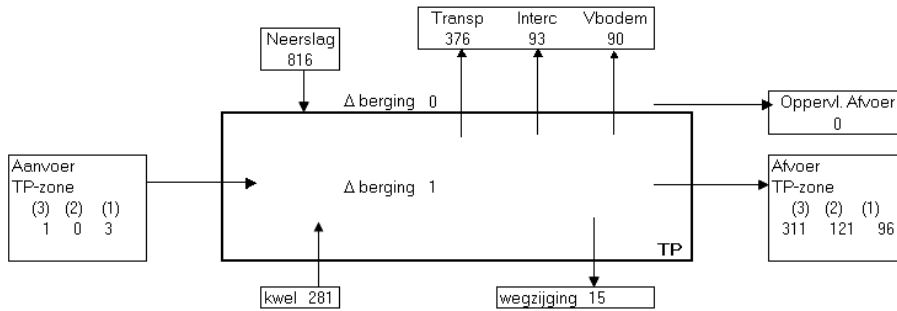


Waterbalans veen gras

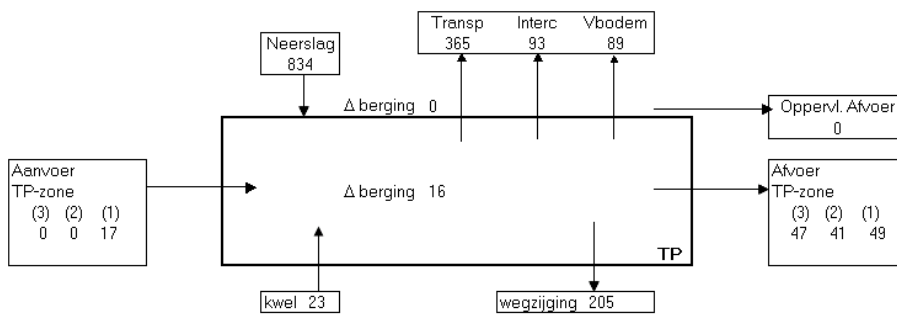


Figuur B.2.1 Waterbalans van alle landbouwgronden en cluster veen grasland (VG)

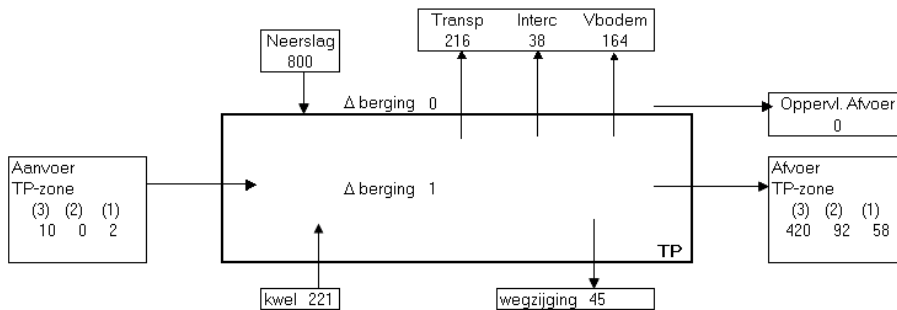
Waterbalans zand gras matig nat



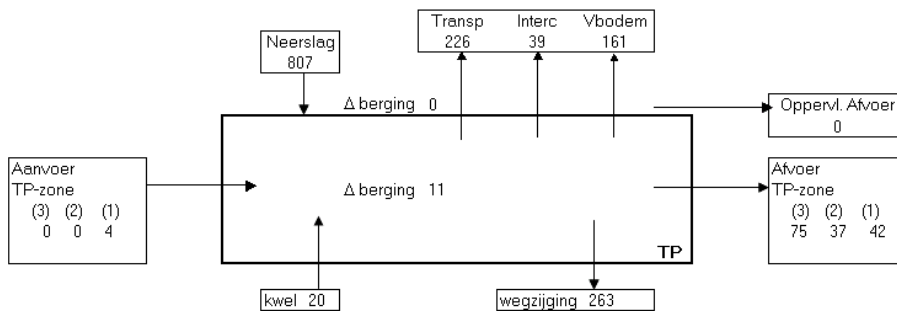
Waterbalans zand gras drg zr drg



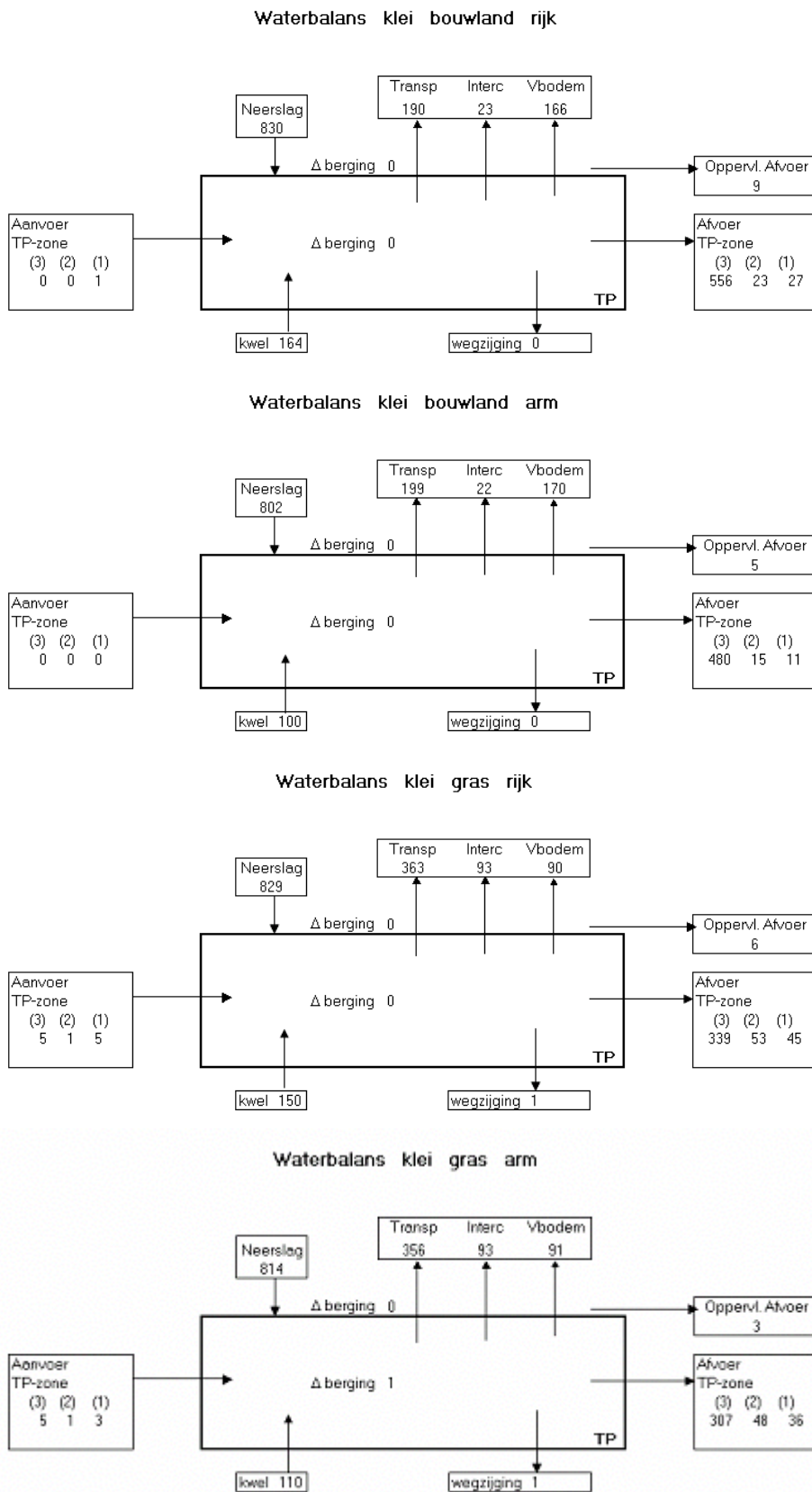
Waterbalans zand mais matig nat



Waterbalans zand mais drg zr drg

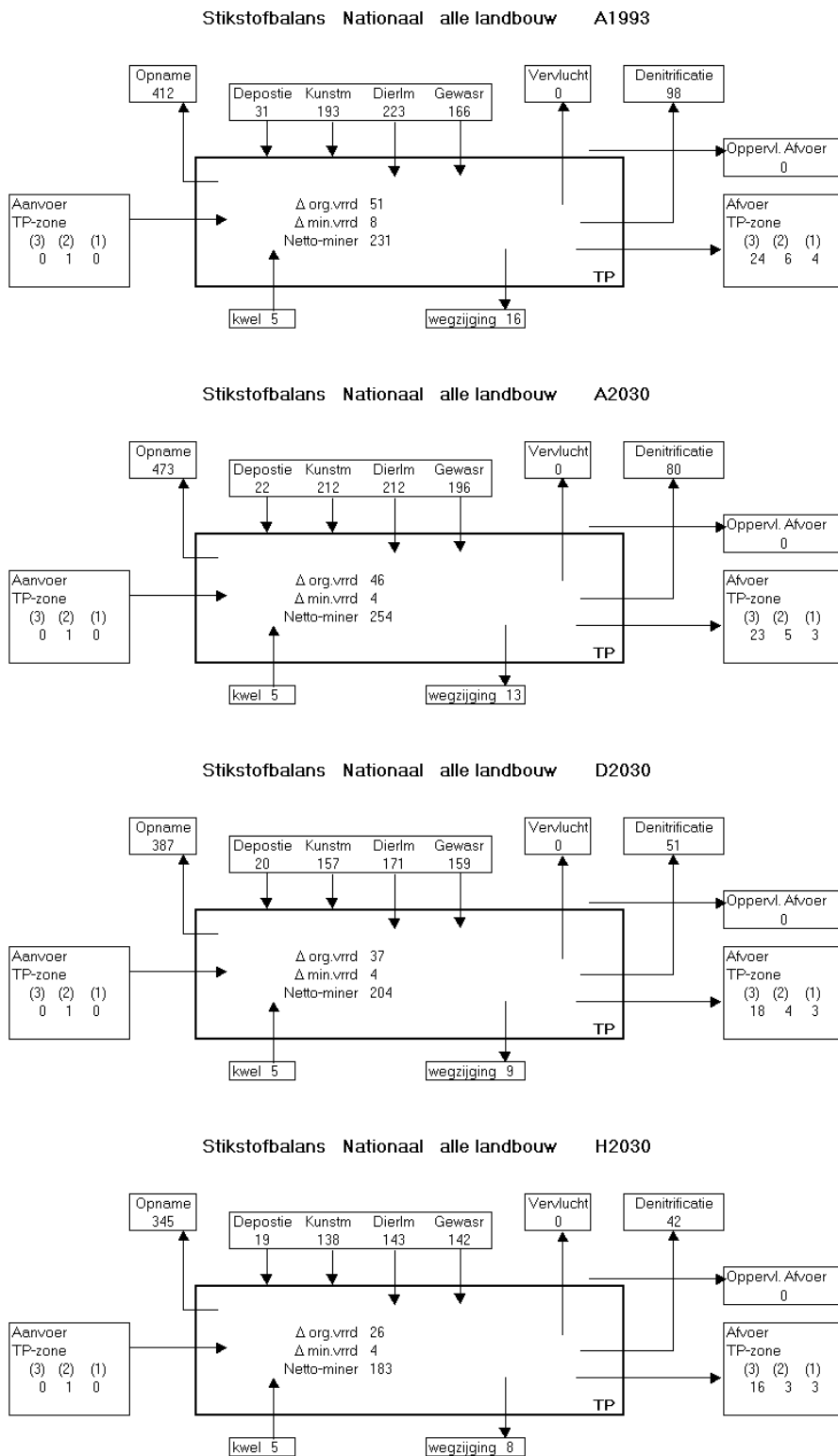


Figuur B.2.2 Waterbalans van natte en droge zandgronden, grondgebruik gras en snijmaïs

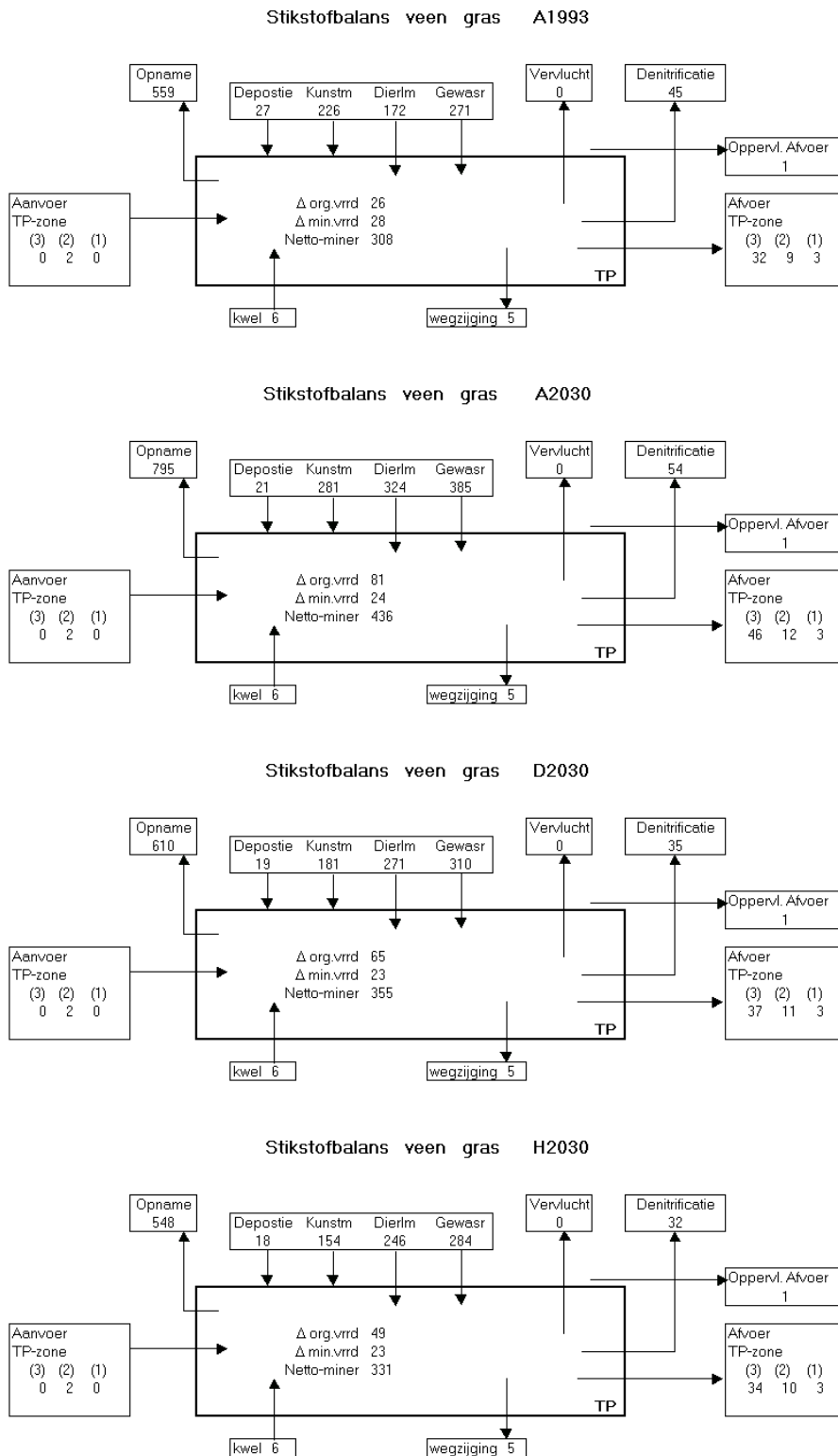


Figuur B.2.3. Waterbalans voor kleigronden als bouw- en grasland met voor beiden nutriëntarme en nutriëntrijke kwel

**Bijlage 3 Diagrammen van de stikstofbalans voor alle
landbouwgronden en individuele clusters voor de EMB-varianten
A, D1 en H**

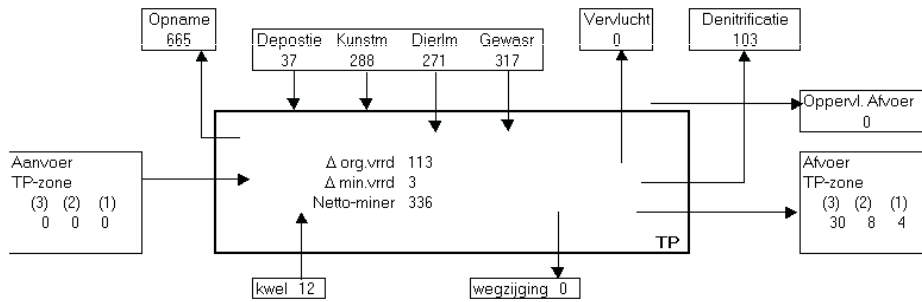


Figuur B.3.1 Stikstofbalansen voor alle landbouwgronden. A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

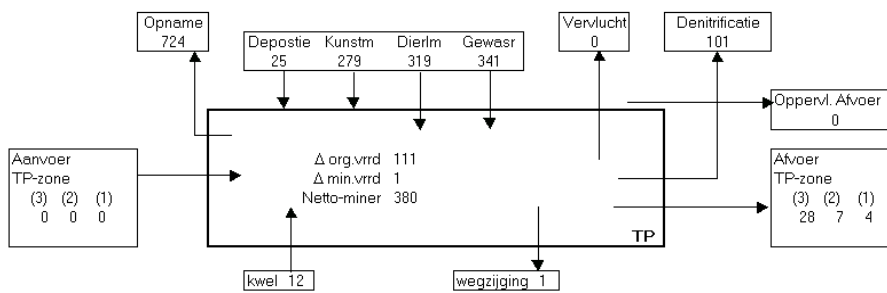


Figuur B.3.2 Stikstofbalansen voor cluster veengras (VG). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

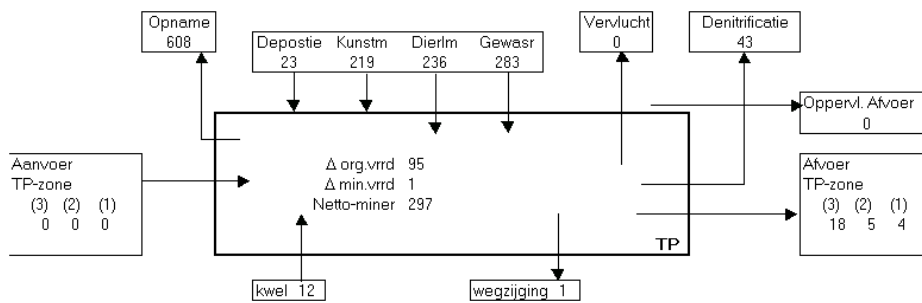
Stikstofbalans zand gras matig nat A1993



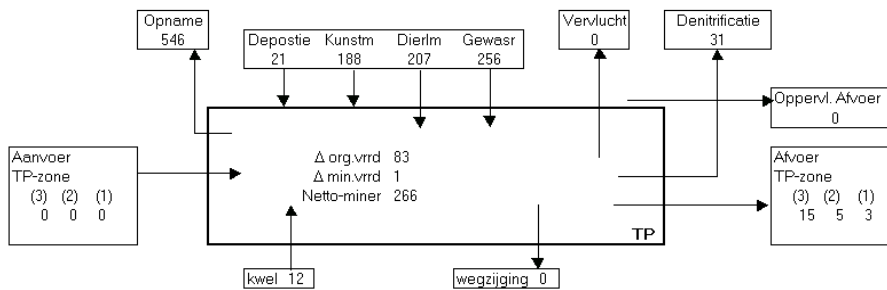
Stikstofbalans zand gras matig nat A2030



Stikstofbalans zand gras matig nat D2030

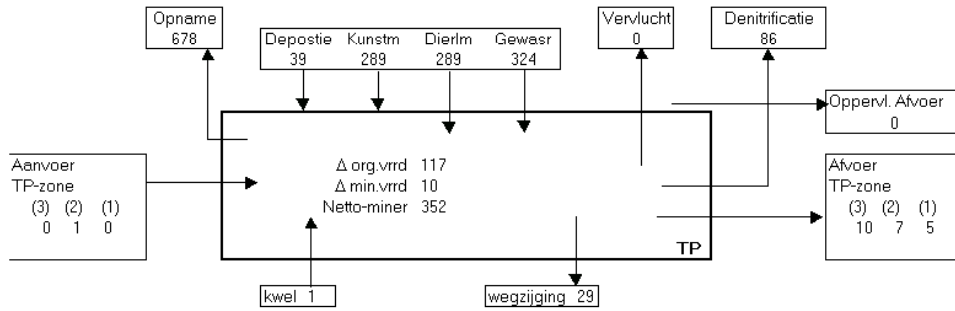


Stikstofbalans zand gras matig nat H2030

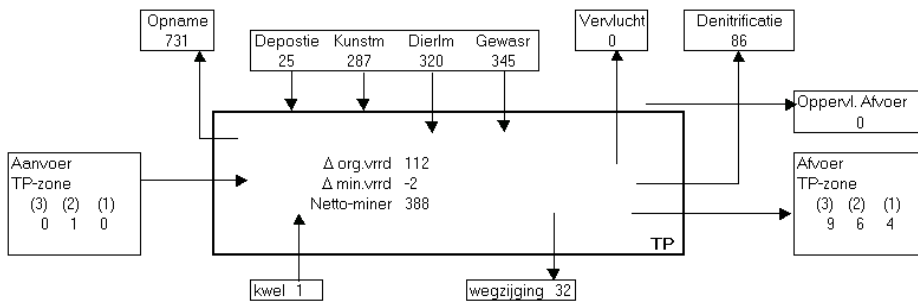


Figur B.3.3 Stikstofbalansen voor cluster nat zandgrasland (ZnG). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

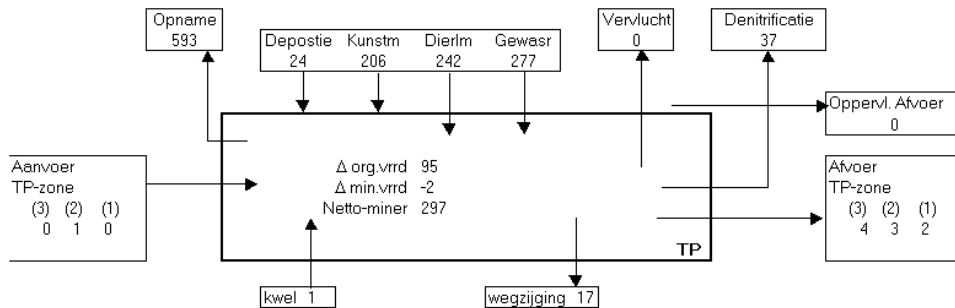
Stikstofbalans zand gras drg zr drg A1993



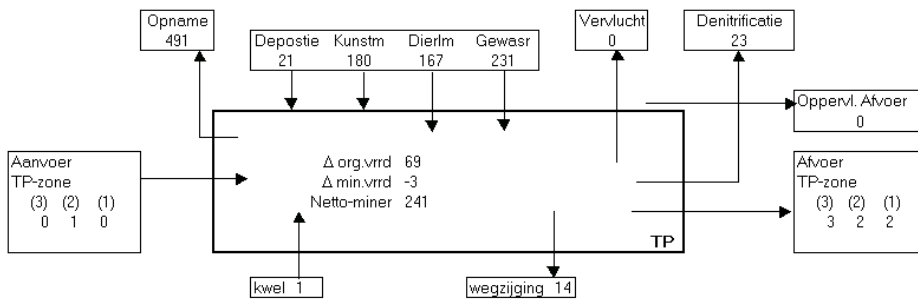
Stikstofbalans zand gras drg zr drg A2030



Stikstofbalans zand gras drg zr drg D2030

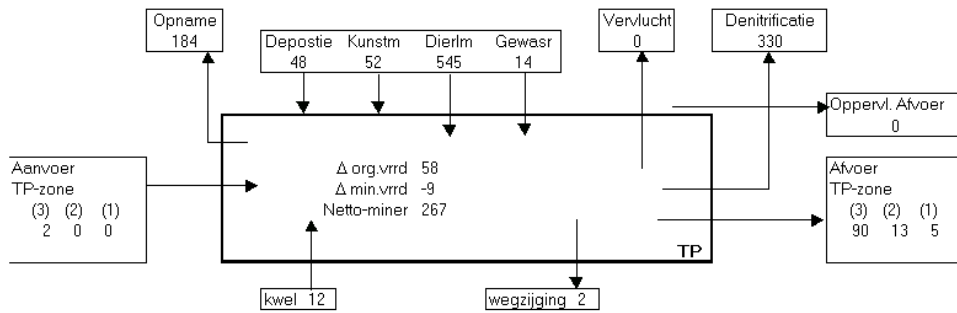


Stikstofbalans zand gras drg zr drg H2030

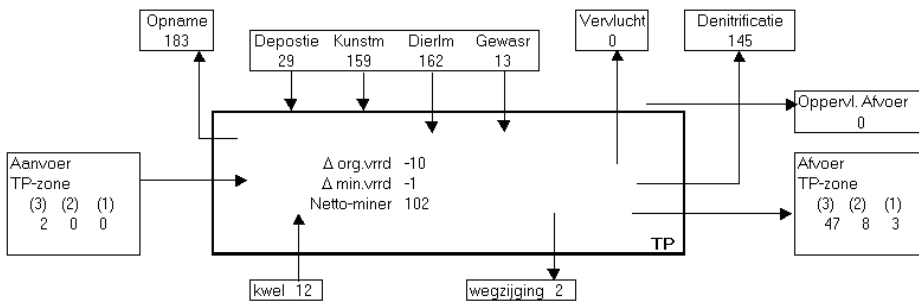


Figuur B.3.4. Stikstofbalansen voor cluster droog zandgrasland (ZdG). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

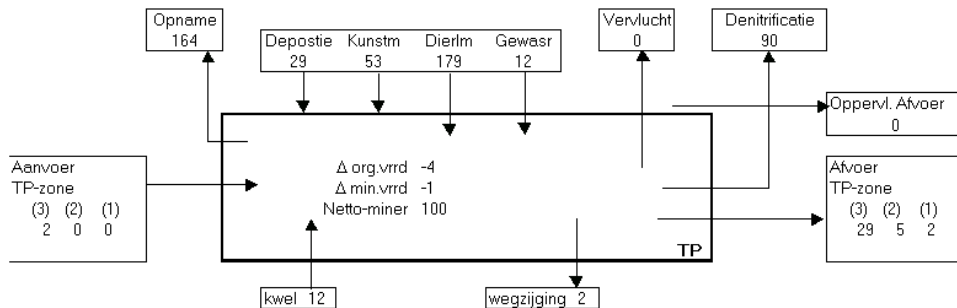
Stikstofbalans zand mais matig nat A1993



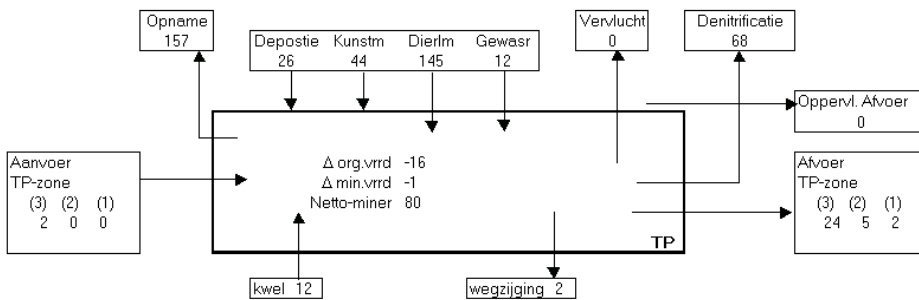
Stikstofbalans zand mais matig nat A2030



Stikstofbalans zand mais matig nat D2030

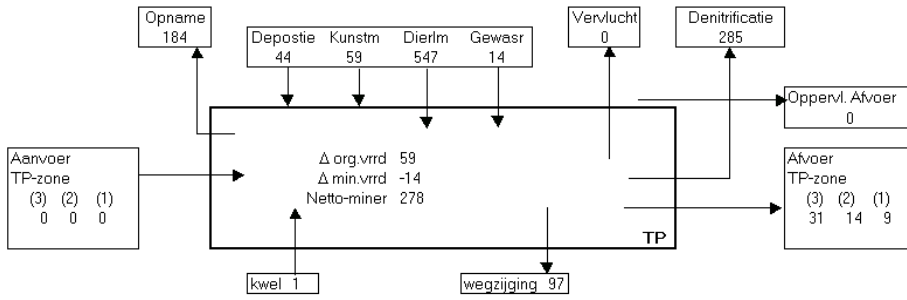


Stikstofbalans zand mais matig nat H2030

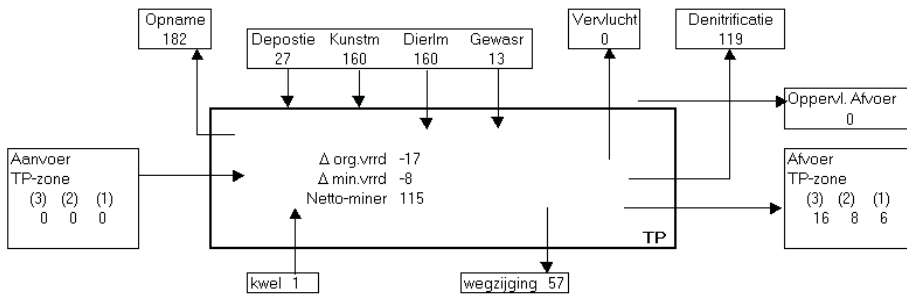


Figuur B.3.5 Stikstofbalansen voor cluster nat zandmaïsland (ZnM). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

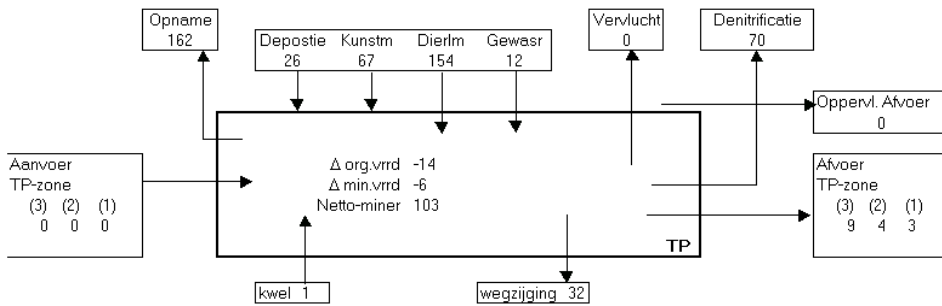
Stikstofbalans zand mais drg zr drg A1993



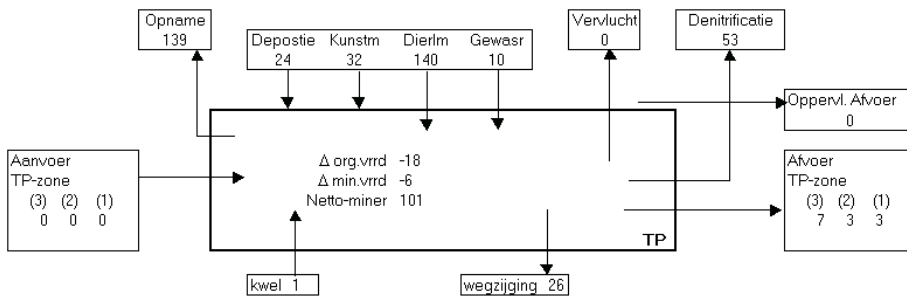
Stikstofbalans zand mais drg zr drg A2030



Stikstofbalans zand mais drg zr drg D2030

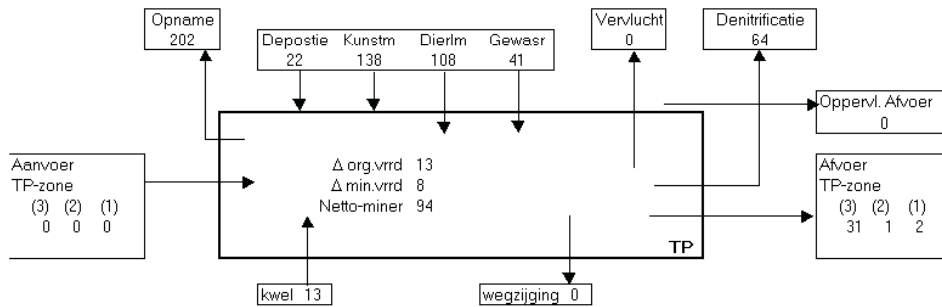


Stikstofbalans zand mais drg zr drg H2030

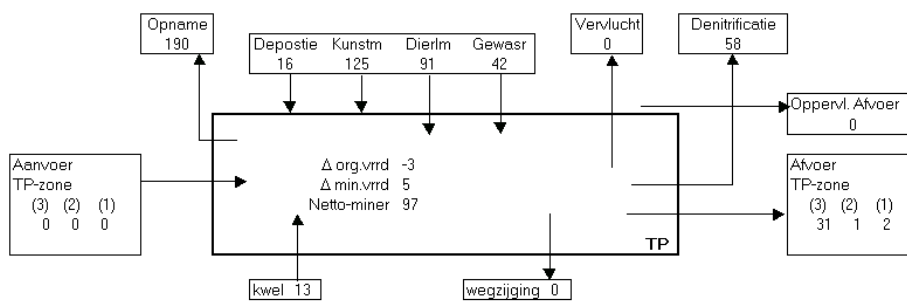


Figuur B.3.6. Stikstofbalansen voor cluster droog zandmaïsland (ZnM). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

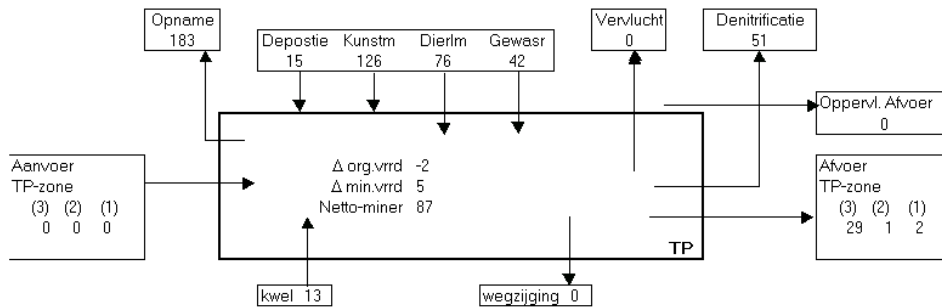
Stikstofbalans klei bouwland rijk A1993



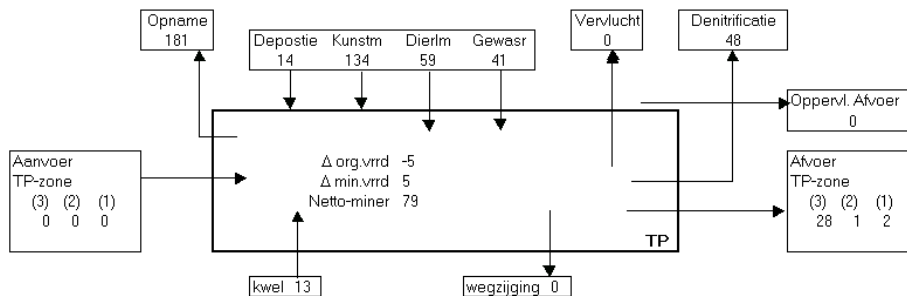
Stikstofbalans klei bouwland rijk A2030



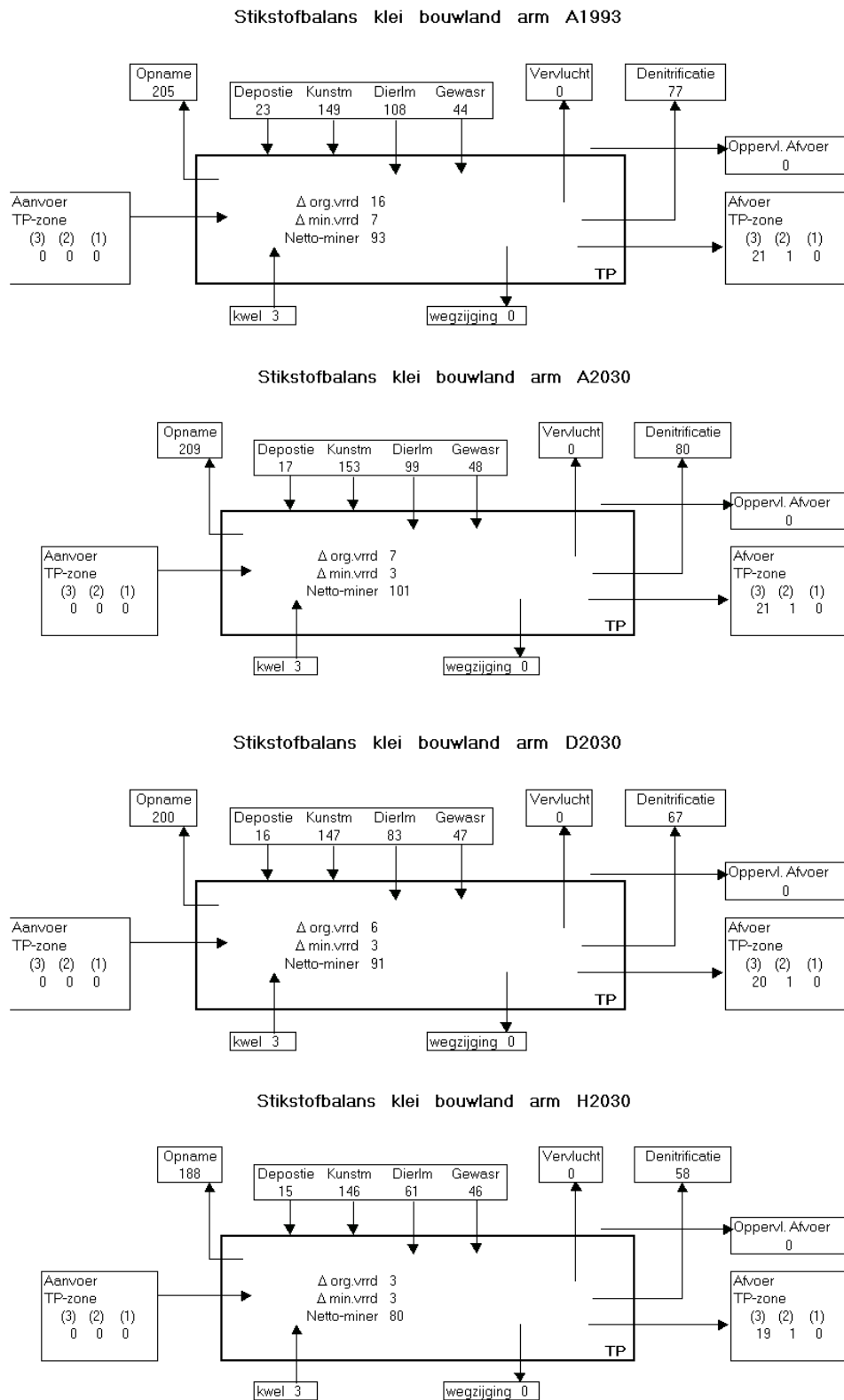
Stikstofbalans klei bouwland rijk D2030



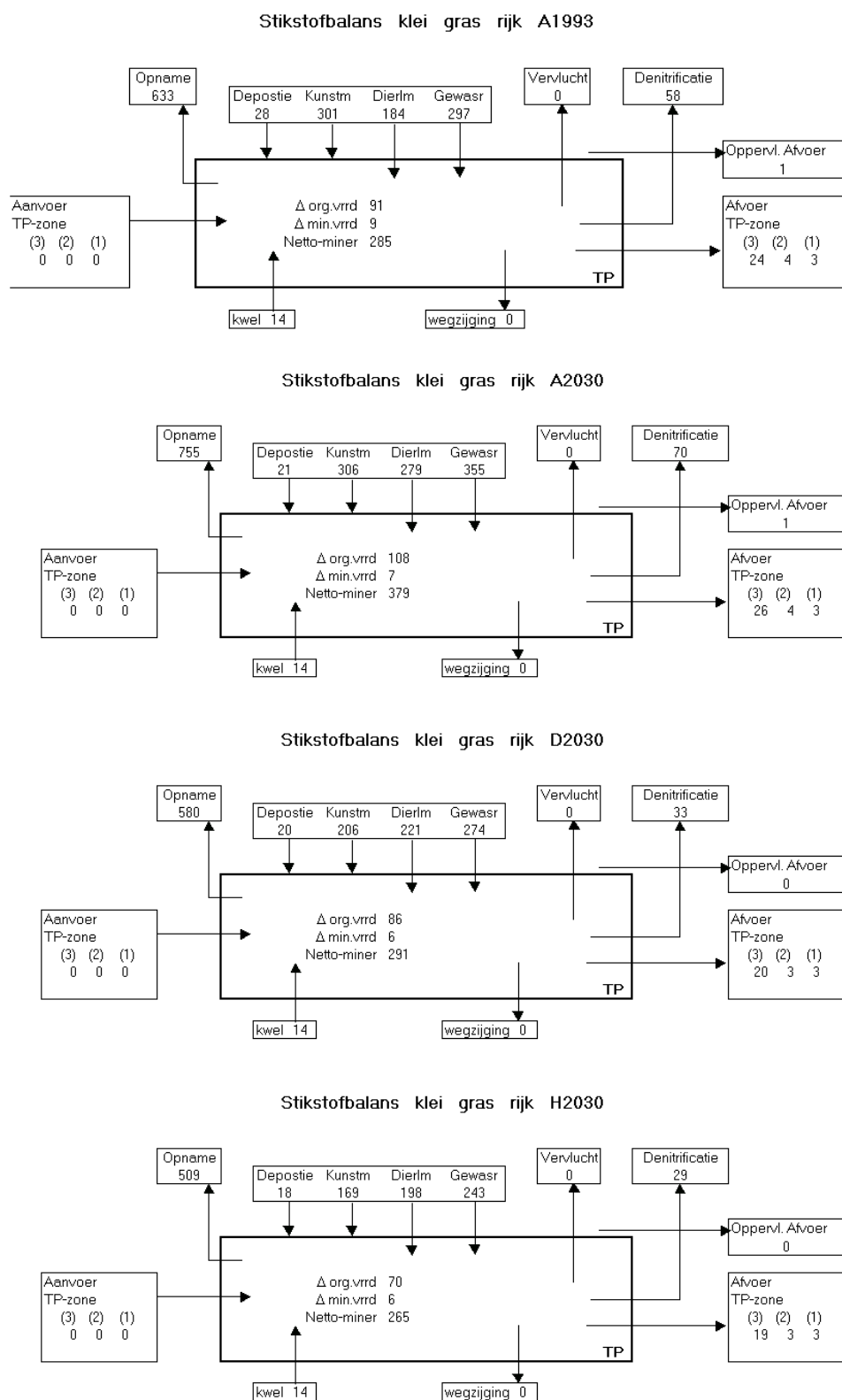
Stikstofbalans klei bouwland rijk H2030



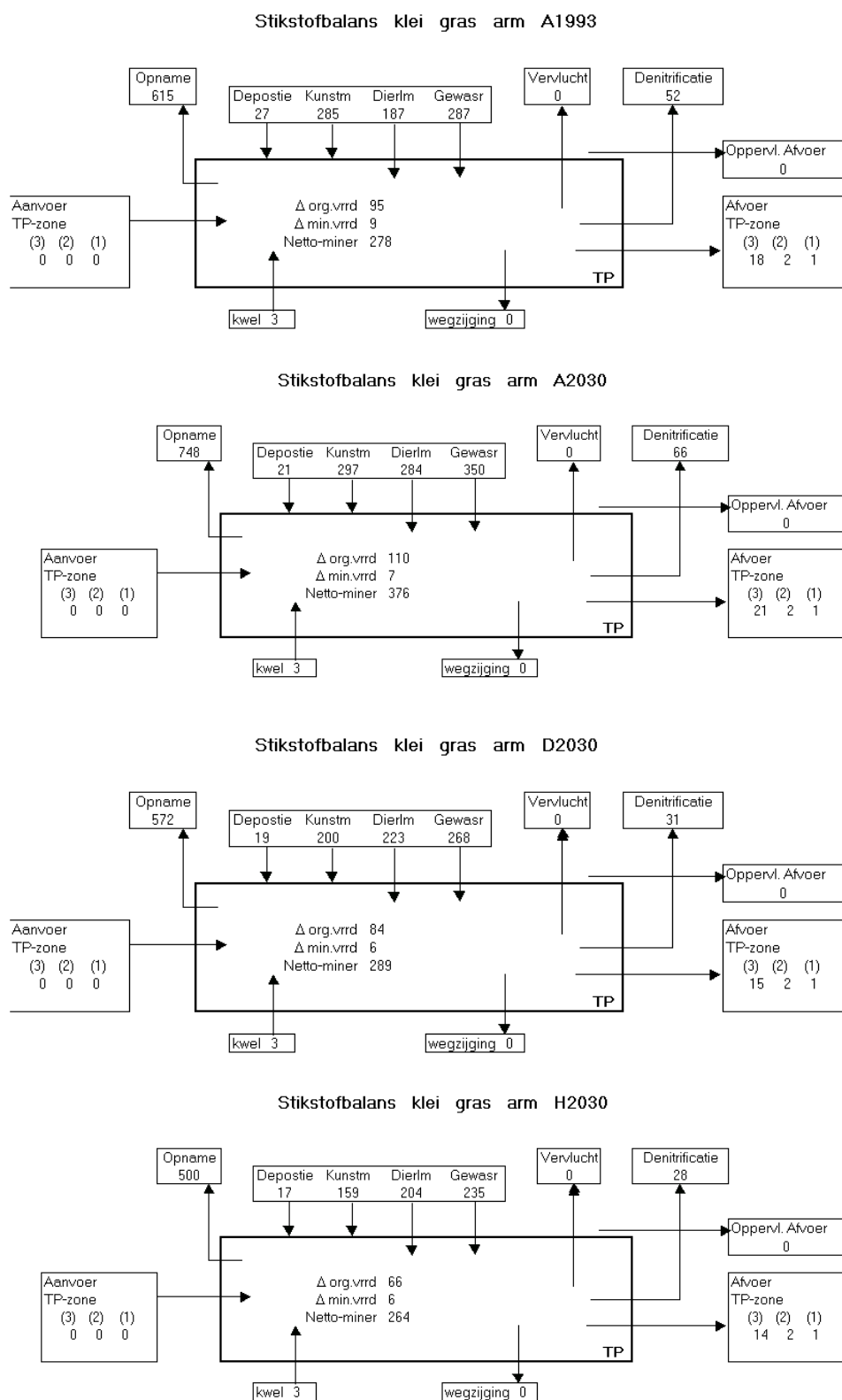
Figuur B.3.7. Stikstofbalansen voor cluster klei bouwland met nutriëntrijke kwel (KrB). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)



Figuur B.3.8. Stikstofbalansen voor cluster klei bouwland met nutriëntarme kwel (KaB). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)



Figuur B.3.9. Stikstofbalansen voor cluster klei grasland met nutriëntrijke kwel (KrG). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)



Figuur B.3.10. Stikstofbalansen voor cluster klei grasland met nutriëntarme kwel(KaG). A1993 geeft de historie weer (1986-2000) en de overige varianten de gemiddelde situatie rond 2030 (2023-2037)

Bijlage 4 Afleiding van gemiddelde elasticiteit

Het begrip elasticiteit is afkomstig uit de economie. Bij prijselasticiteit gaat het bijvoorbeeld om de mate waarin de vraag naar een product reageert op een prijsverandering, waarbij naar relatieve veranderingen wordt gekeken. De verhouding tussen de relatieve verandering in de vraag en de relatieve verandering in de prijs wordt aangeduid met de term elasticiteit (E).

Vertaald naar het hier beschouwde probleem betekent dit het volgende: stel dat het gemiddelde N-overschot in 1995 300 kg N/ha is en dit in 2030 is afgenomen tot 150 kg N/ha (vermindering 50%) en tegelijkertijd de N-belasting van het oppervlaktewater is afgenomen van 40 tot 30 kg N/ha (vermindering 25%), dan is de elasticiteit⁴ van de N-belasting van het oppervlaktewater als respons op veranderingen in het N-overschot gelijk aan $25/50 = 0.5$. Uit dit voorbeeld is ook eenvoudig af te leiden dat in geval van een proportionele respons - 50% vermindering N-overschot geeft 50% minder belasting oppervlaktewater - we te maken hebben met een elasticiteit van 1.

In symbolen wordt de elasticiteit dus als volgt gegeven. Als de oppervlaktewaterbelasting wordt aangeduid met het symbool y en de bodembelasting met x , dan wordt de elasticiteit E gegeven door:

$$E = \frac{\frac{\Delta y}{y}}{\frac{\Delta x}{x}} = \frac{x}{y} \frac{\Delta y}{\Delta x}$$

waarin Δx de verandering in bodembelasting is en Δy de corresponderende verandering in oppervlaktewaterbelasting. Als y een differentieerbare functie van x is dan:

$$E = \frac{x}{y} \frac{dy}{dx}$$

Als het verband tussen x en y lineair is, volgens $y = ax + b$, dan wordt de elasticiteit dus:

$$E = \frac{ax}{ax + b},$$

m.a.w. de elasticiteit hangt af van de bodembelasting en $E < 1$, voor $b > 0$, en $E > 1$, voor $b < 0$. De gemiddelde elasticiteit over een traject van $x_1 - x_2$ wordt gegeven door:

$$\bar{E} = \frac{\int_{x_1}^{x_2} \frac{ax}{ax + b} dx}{x_2 - x_1} = 1 + \frac{b}{a(x_2 - x_1)} \ln \left(\frac{ax_1 + b}{ax_2 + b} \right)$$