

Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in
Reconstructiegebieden van Noord-Brabant

Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Reconstructiegebieden van Noord-Brabant

**C. Klok
P.F.A.M. Römken
H.S.D. Naeff
G.H.P. Arts
J. Runhaar
C.A. van Diepen
I.G.A.M. Noij**

Alterra-rapport 635

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

REFERAAT

C. Klok, P.F.A.M. Romkens, H.S.D. Naeff, G.H.P. Arts, J. Runhaar, C.A. van Diepen & I.G.A.M. Noij, 2003. *Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Reconstructiegebieden van Noord-Brabant*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 635. 118 blz. 17 fig.; 9 tab.; 63 ref.

In Noord-Brabant is de waterkwaliteit als gevolg van nutriënten, zware metalen en bestrijdingsmiddelen onvoldoende om land- en water natuurdoelstellingen te realiseren. In het kader van de Reconstructie kunnen inrichtingsmaatregelen worden getroffen welke de waterkwaliteit verbeteren. Een quick-scan-methode is ontwikkeld om inrichtingsmaatregelen op deelstroomgebiedsniveau in kaart te brengen. Deze methode berust op het bijeenbrengen van relevante kaartbeelden die door deskundigen worden beoordeeld. De effectiviteit van de maatregelen bufferstroken en zuiveringsmoerassen op nutriënten in het oppervlaktewater is nader bepaald.

Trefwoorden: Noord-Brabant, deelstroomgebieden, natuurdoelstellingen, waterkwaliteit, reconstructie, bufferstroken, zuiveringsmoerassen, nutriënten, zware-metalen, bestrijdingsmiddelen.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 26,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 635. 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 verveelvoudigd 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 Methode ontwikkeling	13
2.1 Fasering methodeontwikkeling	13
2.2 Selectie van kansrijke maatregelen	14
2.2.1 Maatregelen gericht op het verlagen van de nutriëntenbelasting	14
2.2.2 Maatregelen uitvoerbaar in het kader van de reconstructie	17
2.3 Pilotmethode	19
2.3.1 Afbakening gebieden en bepaling van benodigde informatie	19
2.3.2 Karakterisering van pilotgebieden	20
2.3.3 Benodigde informatie	21
2.3.4 Diagnose huidige situatie	22
2.3.5 Resultaten methode voor pilotgebieden	22
2.4 Brabant-brede methode	31
2.4.1 Zoekschema Brabant-brede methode	31
3 Kwantitatieve uitwerking van de twee meest kansrijke maatregelen	37
3.1 Bepaling effectiviteit van bufferstroken en zuiveringsmoerassen op basis van literatuurdata	38
3.1.1 Droge bufferstroken	38
3.1.2 Natte bufferstroken	39
3.1.3 Zuiveringsmoerassen	41
3.2 Inrichting en beheer van bufferstroken en zuiveringsmoerassen	42
3.2.1 Bufferstroken	42
3.2.2 Zuiveringsmoerassen	43
3.3 Ruimteclaim bufferstroken en zuiveringsmoerassen	44
3.3.1 Bufferstroken	44
3.3.2 Zuiveringsmoerassen	47
3.4 Lacunes in kennis	48
4 Invloed waterberging op kwetsbare natuurdoelen	51
5 Invloed van stressfactoren op natuurdoelen	55
5.1 Vegetaties	56
5.2 Aquatische doelsoorten	58
5.2.1 Natuurdoelen in beschermde beken	60
5.3 Terrestrische fauna doelsoorten	61
6 Conclusie en evaluatie methode	65
Literatuur	69

Bijlagen

I: Plankaart : Toepassing Brabant-brede methode door Provincie	73
II: Mogelijkheden voor vermindering van de P-uitspoeling naar oppervlaktewater, met speciale aandacht voor bufferstroken	81
III: Toelichting pilotgebieden	93
IV: Lijst van Kaarten op CD-Rom	101
V: Toelichting Beek en Kreekherstel kaart	105
VI: Toelichting Bestrijdingsmiddelen kaart (auteur J. Deneer)	107

Woord vooraf

De waterkwaliteit in veel gebieden in Noord-Brabant is onvoldoende en staat de realisatie van gestelde natuurdoelen in de weg. Zonder extra maatregelen (die aanvullend zijn op het generieke milieubeleid) zal de waterkwaliteit blijvend onvoldoende zijn. In het kader van de Reconstructie zijn aanvullende maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit mogelijk te realiseren. De provincie Noord-Brabant heeft in samenspraak met de werkgroep Waterkwaliteit Alterra verzocht een methode te ontwikkelen om snel inzicht te verschaffen in welke delen van de ecologische hoofdstructuur de beoogde natuurdoelen door te lage waterkwaliteit bedreigd zijn en welke maatregelen waar toegepast kunnen worden om deze waterkwaliteit te verbeteren. Dit onderzoek is uitgevoerd in nauwe samenwerking met de Provincie en leden van de werkgroep Waterkwaliteit en brengt kennis uit verschillende disciplines samen. Velen hebben dan ook bijgedragen aan het onderzoek in de vorm van het leveren van data voor kaarten (Provincie Noord-Brabant: H. Vissers; Werkgroep Waterkwaliteit: A. Kolkman, G. van Mill, M. Mouwen, R. van Oers, P. Voorn, G. Waajen; Alterra: F. van der Bolt, G. van den Bosch, J. Deneer, C. van Diepen, M. Groenendijk, W. Hamminga, M. Hoogerwerf, W. Immerzeel, P. van der Jagt, M. Jansen, C. Klok, H. Kros, R. Leopold, J. Mol, H. Naeff, G. Noij, P. Römken en J. Voogd, A. Wintjes) en als lid van een van de workshops (Provincie Noord-Brabant: E. Verbouwen, T. Vermeer en H. Vissers; Werkgroep Waterkwaliteit: A. Kolkman, M. Mouwen, R. van Oers en P. Voorn; Alterra: R. van Apeldoorn, G. Arts, C. van Diepen, C. Klok, H. Massop, G. Noij, P. Römken en J. Runhaar; PRI: H. Aarts).

Leeswijzer:

In hoofdstuk 1 wordt de problematiek geschetst.

In hoofdstuk 2 wordt de aanpak van het project belicht, de keuze van maatregelen, het ontwikkelen van een methode, de uitwerking van deze methode voor drie pilotgebieden en het toepasbaar maken van de methode voor de gehele provincie.

Hoofdstuk 3 bepaalt op een kwantitatieve wijze de effectiviteit van de twee milieukundig kansrijke ruimtevragende maatregelen in de drie pilotgebieden.

Hoofdstuk 4 behandelt de invloed van waterberging op kwetsbare natuurgebieden.

Hoofdstuk 5 maakt lacunes in kennis over effecten van nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen op flora en fauna zichtbaar.

Hoofdstuk 6 geeft een kritische beschouwing over de ontwikkelde methode.

Een toepassing van de Brabant-brede methode uitgevoerd door de provincie Noord-Brabant vindt u in bijlage I. In bijlage II is een onafhankelijk van deze studie uitgebracht advies over P-uitspoeling naar het oppervlaktewater opgenomen.

Samenvatting

In het kader van het opstellen van Reconstructieplannen voor zandgebieden in de provincie Noord-Brabant is het gewenst inzicht te krijgen in effectieve maatregelen voor verbetering van de waterkwaliteit t.b.v. land- en water-natuurdoelstellingen. Uit landelijke studies en onderzoek binnen de provincie Noord-Brabant naar de effectiviteit van het generieke mestbeleid blijkt dat de zgn. MINAS-normen in veel gebieden ontoereikend zijn om het MTR-niveau (Maximaal Toelaatbaar Risico) te halen. Dit heeft tot gevolg dat beoogde water- en landnatuurdoelen zich mogelijk onvoldoende kunnen ontwikkelen.

Om de invloed van nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen op water- en natuurdoelen in kaart te brengen en inzichtelijk te maken waar maatregelen deze nadelige invloed kunnen verkleinen is gekozen voor een quick-scanmethode.

Deze methode berust op het bijeenbrengen van kaartbeelden van de stressfactoren (nutriënten, zware metalen en bestrijdingsmiddelen), doelen (aquatische natuurdoelstellingen en door grond- en oppervlaktewater beïnvloede terrestrische natuur binnen de ecologische hoofdstructuur (EHS)) en gebiedsinformatie (landgebruik, stromingkaarten, kwelgegevens, grondwaterstanden). Deze kaartbeelden zijn door een groep deskundigen beoordeeld om inzichtelijk te maken waar knelpunten optreden, waar de belangrijkste oorzaken van deze knelpunten liggen en waar zinvol maatregelen zijn toe te passen. Het oordeel van de deskundigen is op kaarten vastgelegd. De methode is ontwikkeld voor drie pilot deelstroomgebieden waarvoor veel gegevens beschikbaar zijn gemaakt. Vervolgens is de methode vereenvoudigd zodat zij kan worden toegepast op alle deelstroomgebieden in Noord-Brabant op basis van een beperktere set van gegevens. Tijdens deze studie is gebleken dat één van de doelen, het inzichtelijk maken van de invloed van nutriënten, zware metalen en bestrijdingsmiddelen op natuurdoeltypen niet direct uitvoerbaar is vanwege het ontbreken van kwantitatieve relaties tussen deze stressfactoren en de kans op voorkomen van de vegetaties, aquatische natuurdoelen en faunadoelsoorten waaruit de natuurdoeltypen zijn opgebouwd. In de toegepaste methode is dit doel verschoven naar het inschatten van effecten van maatregelen op de waterkwaliteit waarvoor normen zijn bepaald (MTR).

In het kader van de Reconstructie kunnen inrichtingsmaatregelen worden ingevoerd die de kwaliteit van ondiep grondwater en oppervlaktewaterafhankelijke natuur verhogen door het verbeteren van de waterkwaliteit. Zinnige maatregelen in dit kader zijn bufferstroken, zuiveringsmoerassen en bufferzones. De ontwikkelde methode geeft op een kwalitatieve wijze weer met welke maatregelen waar in de ruimte de grootste afname in belasting van het oppervlaktewater te verwachten valt.

Onduidelijk is of met de voorgestelde maatregelen de waterkwaliteit met betrekking tot de fosfaatgehalten kunnen worden gehaald. Een probleem hierbij is het ontbreken van informatie over de effectiviteit van bufferstroken onder Nederlandse omstandigheden. Een eerste poging om de invloed van bufferstroken op de afname van de belasting van het oppervlaktewater te kwantificeren voor de drie pilotgebieden laat zien dat op basis van de in het buitenland bepaalde effectiviteiten met bufferstroken de stikstofbelasting is terug te dringen tot onder het MTR niveau.

De fosfaatbelasting valt echter, zeker bij hoge bodemgehalten, waarschijnlijk niet terug te dringen tot onder MTR-niveau.

Bufferstroken lijken dus goede kansen te bieden voor het terugdringen van de stikstofvracht vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater, maar zonder aanvullende, brongerichte maatregelen die de fosfaatvracht verminderen (aanpassing MINAS-normen) lijken de waterkwaliteitsdoelstellingen ten aanzien van fosfaat niet altijd en niet op korte termijn haalbaar.

Op basis van de onderhoudsgevoeligheid en ruimteclaim lijken zuiveringsmoerassen minder geschikt om de diffuse belasting van nutriënten vanuit de landbouw op het oppervlaktewater terug te dringen.

De ontwikkelde Brabant-brede methode is door de Provincie uitgewerkt in een plankaart (bijlage I). Deze plankaart is verfijnd met de informatie afkomstig van een los van deze studie uitgebracht advies over de uitspoeling van P (zie bijlage II).

De plankaart geeft in kwalitatieve zin aan waar maatregelen effectief de waterkwaliteit ten behoeve van land- en natuurdoelstellingen verbeteren. Om de meest effectieve gebiedsdelen voor de maatregel bufferstroken te kunnen bepalen, is aanvullende veldinformatie noodzakelijk niet alleen t.a.v. de bodem en waterhuishouding, maar ook van het grondgebruik, de nutriëntenuitspoeling en de positie van de kwetsbare natuurdoelen binnen het watersysteem.

1 **Inleiding**

In april 2002 is de Reconstructiewet aangenomen. Deze voorziet in de verbetering van de ruimtelijke structuur van de zandgebieden in de Gelderse Vallei, Oost-Gelderland, Oost-Overijssel, het Oosten en Midden van Noord-Brabant en Noord- en Midden-Limburg. Zij heeft als doel veterinaire risico's voortvloeiend uit een hoge veedichtheid te verminderen en de kwaliteit van landschap, natuur, milieu en water te verbeteren. Aan deze verbeteringen zal invulling worden gegeven door herinrichtingsplannen, waarbij de watersysteembenadering wordt gevolgd, d.w.z. grondgebruik functies en waterbeheer zullen in onderlinge samenhang worden gezien. De Reconstructiewet gaat uit van de normstelling zoals die in de milieuwetgeving is opgenomen. In het kader van de Reconstructie kunnen inrichtingsmaatregelen worden ingevoerd die de kwaliteit van oppervlaktewaterafhankelijke natuur verhogen door het verbeteren van de waterkwaliteit. Deze waterkwaliteit is in veel gebieden in Noord-Brabant onvoldoende. Vooral de fosfaat- en stikstofgehalten zijn op veel plaatsen hoger dan de toegestane normen voor oppervlaktewater (MTR-norm (V&W, 1999)). De streefwaarden (VR-normen), gesteld als randvoorwaarden voor de ontwikkeling van de Ecologische Hoofdstructuur, worden zelfs in grote mate overstegen. Een belangrijke oorzaak van de onvoldoende waterkwaliteit is de hoge belasting van landbouwgronden met nutriënten als gevolg van bemesting die vooral in het verleden hoog was. Naast uit- en afspoeling van landbouwgronden dragen ook riool-overstorten, effluent van rioolwaterzuivering en grensoverschrijdende aanvoer vanuit België bij aan de hoge nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in Noord-Brabant.

Uit een voorgaande studie naar de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat vanuit de landbouw (Van Diepen *et al.* 2002a) is gebleken dat op basis van het nationale beleid ten aanzien van de nutriëntenhuishouding op landbouwgronden (d.w.z. toepassing van MINAS-verliesnormen) de basiskwaliteit (MTR-norm (V&W, 1999)) in Noord-Brabant ook op de lange termijn niet zal worden gehaald. Gezien de grote mate van fosfaatophoping in de meeste landbouwgronden in het zuidelijke zandgebied, als gevolg van de overmatige historische bemesting, kan verwacht worden dat de fosfaatbelasting bij MINAS-verliesnormen slechts zeer langzaam zal afnemen. Bij toekomstige ontwikkelingen zoals de verhoging van de grondwaterstand, in het kader van de 3^e en 4^e nota Waterhuishouding van het Rijk (Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regime t.b.v. natuurbeheer en –ontwikkeling), mag verwacht worden dat het fosfaatprobleem voor het oppervlaktewater eerder groter wordt omdat verhoging van de grondwaterstand leidt tot het mobiel worden van fosfaat en dus tot een grotere afvoer vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater (Van Diepen *et al.*, 2002a). Daarnaast vormen zware metalen en bestrijdingsmiddelen knelpunten voor natuurdoelen.

Zonder aanvullende maatregelen zal de oppervlaktewaterkwaliteit ecologisch blijvend onvoldoende zijn. Dit heeft tot gevolg dat de beoogde waternatuur en de van grond- en oppervlaktewater afhankelijke EHSnatuur niet kan worden gerealiseerd. Aanvullende maatregelen kunnen mogelijk worden ingevoerd in het kader van de

Reconstructie. Deze heeft o.a. tot doel de kwaliteit van natuur en water te verbeteren, waaraan zij vorm kan geven door het toepassen van inrichtingsmaatregelen. De Reconstructiewet voorziet niet in aanpassingen van het generieke milieubeleid zodat brongerichte maatregelen zoals aanscherping van MINAS-normen niet via de Reconstructie kunnen worden ingevoerd.

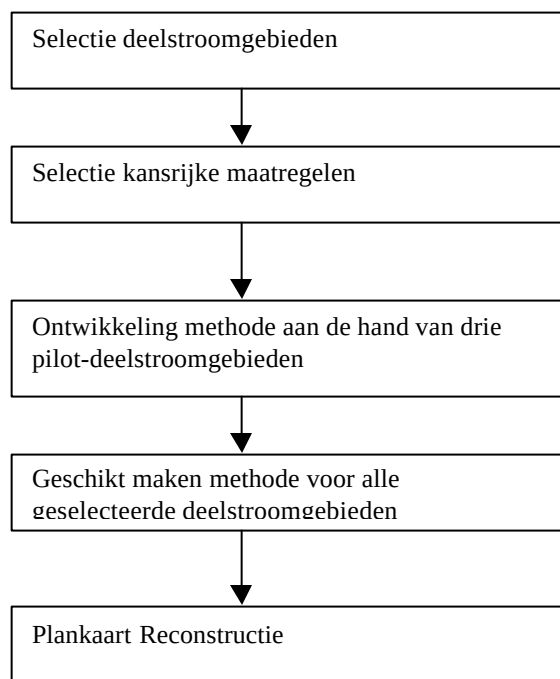
Deze studie richt zich op het ontwikkelen van een methode om op basis van gebiedspecifieke informatie en deskundigenoordeel op een kwalitatieve wijze te bepalen welke aanvullende maatregelen zinvol zijn en waar de meest geschikte locaties voor deze maatregelen zijn gelegen om de waterkwaliteit noodzakelijk voor waternatuur en (natte) EHS te halen. Alleen die maatregelen zijn geselecteerd die uitvoerbaar zijn via de Reconstructieplannen. De methode wordt toegepast op deelstroomgebiedniveau. Uitgangspunten voor de methode zijn gebiedspecifieke informatie over de ligging van de doelen: waternatuur en waterafhankelijke natuurdoelen, informatie over de stressfactoren die de doelen bedreigen: nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen, en informatie over de inrichting van het gebied en processen die invloed uitoefenen op de mate waarin de stressfactoren bedreigend zijn: oppervlaktewaterstromingspatronen, debieten, grondwaterstanden, kwel, landbouwkundig gebruik etc. Deze informatie wordt door deskundigen op het gebied van waterkwaliteit, waterkwantiteit, nutriënten, zware metalen, bestrijdingsmiddelen, landbouw en ecologie (aquatisch, flora en fauna) in samenwerking met gebiedsdeskundigen kwalitatief gewogen om te bepalen waar welke maatregelen zinvol (effectief) toepasbaar zijn.

De methode is in een tweetal workshops uitgewerkt en getoetst voor een aantal waternatuur- en EHS-objecten in de drie pilotgebieden Weerij, Beerze-Reusel en Bakelse Aa. Voor de gekozen objecten is een knelpunten- en oorzakenanalyse uitgevoerd, waarna zinvolle maatregelen op kaart zijn weergegeven. Vervolgens is de methode vereenvoudigd, zodat zij kan worden toegepast in alle deelstroomgebieden in Noord-Brabant op basis van een beperkte set van gegevens.

2 Methode ontwikkeling

Om de invloed van stressfactoren op natuurdoelen in kaart te brengen en inzichtelijk te maken waar maatregelen deze invloed kunnen verkleinen is gekozen voor een quick-scanmethode. Deze methode berust op het bijeenbrengen van kaartbeelden van (1) de stressfactoren (nutriënten, zware metalen en bestrijdingsmiddelen), (2) de doelen (waternatuur en door oppervlaktewater beïnvloede EHS-natuur) en (3) gebiedsinformatie (landgebruik, stromingkaarten van grond- en oppervlaktewater, kwelgegevens, grondwaterstanden). Deze kaartbeelden worden door een groep deskundigen beoordeeld om inzichtelijk te maken waar knelpunten kunnen optreden, waar de belangrijkste oorzaken van deze knelpunten liggen en waar het meest zinvol maatregelen zijn toe te passen. Het oordeel van de deskundigen wordt in kaartbeelden vastgelegd. Deze methode heeft als voordeel dat zij kwalitatief inzichtelijk kan maken waar de beïnvloedingsgebieden liggen die de natuurdoelen bedreigen en welke van de geselecteerde maatregelen op welke locatie zinvol zijn om de bedreiging tegen te gaan. Als inzichtelijk is gemaakt waar zinvol maatregelen toepasbaar zijn kan in een vervolgstudie op een meer kwantitatieve wijze de locatiespecifieke effectiviteit van de maatregelen worden bepaald.

2.1 Fasering methodeontwikkeling



Figuur 1. Fasering methodeontwikkeling gebiedsgerichte milieumaatregelen

Figuur 1 toont de fasering van de methodeontwikkeling. De eerste en laatste stap zijn niet binnen dit project uitgevoerd. De Provincie en de werkgroep Waterkwaliteit

hebben deelstroomgebieden geselecteerd. Deze gebieden zijn geselecteerd op basis van hoogwaardige natuur die sterk afhankelijk is van lokale abiotische omstandigheden. Deze natuur is hierdoor ook niet eenvoudig op andere locaties te realiseren door middel van natuurontwikkeling. Daarnaast heeft de waarde van het landschap een belangrijke rol gespeeld in de selectie van gebieden.

De kansrijke maatregelen in het kader van de Reconstructie zijn in een eerdere studie van Alterra in opdracht van de provincie Noord-Brabant onderzocht en geselecteerd (Van Diepen *et al.*, 2002b). Deze eerdere studie (Van Diepen *et al.*, 2002b) richt zich op maatregelen ter verlaging van de nutriëntenconcentratie in oppervlakte- en ondiep grondwater. De rol die de maatregelen uit de studie van Van Diepen *et al.* (2002b) kunnen spelen om de concentraties aan zware metalen en bestrijdingsmiddelen in het oppervlakte- en ondiep grondwater te verlagen wordt in dit project verder uitgewerkt.

De methode is ontwikkeld voor drie pilot-deelstroomgebieden: Weerijs, Bakelse Aa en Beerze-Reusel. De methode is vooral gericht op de invloed van nutriënten die via de snelle component van het hydrologische systeem, oppervlaktewater en ondiep grondwater, de delen van de EHS met kwetsbare natuurdoelen bedreigen. Voor zover kennis over de effecten van bestrijdingsmiddelen en zware metalen op de natuurdoelen beschikbaar is, worden ook deze stressfactoren meegenomen in de beoordeling. In haar opzet is de methode generiek van aard zodat zij overdraagbaar is naar andere deelstroomgebieden. Voor de pilotgebieden is een grote hoeveelheid informatie beschikbaar gemaakt die niet voor alle door de Provincie geselecteerde deelstroomgebieden voorhanden is. Op basis van de voor alle geselecteerde gebieden beschikbare informatie is de methode vereenvoudigd zodat ze op al deze deelstroomgebieden kan worden toegepast.

De vereenvoudigde methode is door de Provincie toegepast op alle geselecteerde deelstroomgebieden. De resultaten zijn weergegeven in een plankaart die gebruikt zal worden voor de ontwikkeling van inrichtingsplannen voor de Reconstructiegebieden. Deze plankaart is opgenomen als bijlage in dit rapport (zie bijlage I).

2.2 Selectie van kansrijke maatregelen

2.2.1 Maatregelen gericht op het verlagen van de nutriëntenbelasting

In tabel 1 is een overzicht gegeven van maatregelen die kunnen leiden tot verbetering van de water- en bodemkwaliteit. Hierbij kunnen een aantal categorieën van maatregelen onderscheiden worden, te weten:

1. Waterkwantiteit beheer;
2. Waterzuivering;
3. Verlaging bodembelasting;
4. Bodemsanering t.b.v. natuurontwikkeling en natuurbescherming;
5. Buffers en beperking oppervlakkige afspoeling.

Waarbij categorie 1, 2 en 5 de effecten reduceren, maar in principe de bron ongemoeid laten en categorie 3 en 4 resulteren in een afname van de bron.

In het overzicht in tabel 1 wordt kwalitatief aangegeven wat het gevolg van een maatregel is voor de nutriëntenbelasting van het milieu, de grondwaterstand en de landbouw. Achter maatregelen die verscheidene malen voorkomen staat (tussen haakjes) een verwijzing naar de andere plaats in de tabel. De kwalitatieve aanduiding + bij een maatregel duidt op een positief effect, dat wil zeggen de nutriëntenbelasting en daarmee de nutriëntenuitspoeling en nutriëntenconcentraties worden lager, de grondwaterstand wordt hoger, en de mogelijkheden (o.a. productie) van de landbouw wordt beter. 0 en – zijn respectievelijk geen en een negatief effect (bron: Noij, 1997).

Tabel 1. Overzicht van maatregelen (op streek- of bedrijfs- en perceelsniveau) in landbouwgebieden.

Maatregel	Streek (G)- of bedrijfsniveau (B)	Nutriënten- belasting	Grondwater- standspegel	Landbouw- mogelijkheden
1 Waterkwantiteitsbeheer				
1.1 Vasthouden gebiedseigen water				
1.1.1 Dynamisch peilbeheer (conservering)	G	+/-	+	0/-
1.1.2 Verminderen wateraan- en -afvoer	G	+/-	0	0
1.1.3 Retentiebekkens	G	+/-	+	-
1.1.4 Hermeandering van beken toestaan	G	+/-	+	-
1.1.5 Overstroming beek toestaan	G	+/-	+	-
1.1.6 Beperken drainage (1.4.6)	G/B	+/-	+	-
1.1.7 Flexibele drainage (1.4.6)	G/B	+/-	+	-
1.1.8 Reductie grondwateronttrekking (incl. kwelherstel)	G	+/-	+	-
1.2 Beregening	B	+/-	0/-	+
1.3 Scheiden				
1.3.1 Schoon- en vuilwaterstromen scheiden/geleiden (2)	G	+	0	0
1.3.2 Vuilwaterafvoer versnellen (2.2.4)	G	+	0	0
1.3.3 Verlengen aanvoerroute inlaatwater (2.2.4)	G	+	0	0
1.4 Grondwaterstandsbeheer				
1.4.1 Peilbeheer afhankelijk van functie (natuur hoger, landbouw lager)	B	+/-	+/-	-/+
1.4.2 Natuur: Sloten verondiepen (1.1)	B	+/-	+	-
1.4.3 Natuur: Sloten dempen (1.1)	B	+/-	+	-
1.4.4 Natuur: Bovengrond afgraven (4.1)	B	0	0	-
1.4.5 Landbouw: Sloten graven	B	+/-	-	+
1.4.6 Landbouw: Detailontwatering verbeteren (1.1.6/7)	B	+/-	-	+
1.4.7 Verhogen landbouwgrond	B	0	0	+
1.5 Beheer watergangen				
1.5.1 Baggeren (2.3.2)	G	0	-	0/+
1.5.2 Profielaanpassingen (breder en ondieper)	G	0	+	-
1.5.3 Sloot schonen (2.3.3)	G	0	-	0/+
2 Vermindering vuilwaterstromen				
2.1 Sanering puntbronnen				
2.1.1 Riooloverstorten (piekbelasting)	G	+	0	0
2.1.2 Effluent (RWZI)	G	+	0	0
2.1.3 Erfafvoer (incl. spuit/spoelplaatsen)	G	+	0	0
2.1.4 Spoelwater landbouwbedrijven	G	+	0	0
2.1.5 Ongerioleerde percelen	G	+	0	0
2.1.6 Inlaatwater	G	+	0	0
2.2 Zuivering vuilwaterstromen, inclusief inlaatwater				
2.2.1 Slibvang	G	+	0	0

2.2.2 Helofytenfilter	G	+	0	0
2.2.3 Zuiveringsmoeras	G	+	0	0
2.2.4 Verlengen aanvoer-, verkorten afvoerroute (1.3.2/3)	G	+	0	0
2.2.5 Defosfateren	G	+	0	0
2.2.6 Bergbezinkbassin (riooloverstort)	G	+	0	0
2.3 Overige vuilwater-maatregelen				
2.3.1 Doorspoelen, inlaat schoon water	G	+	0	0
2.3.2 Waterbodem, baggeren	G	+/-	-/0	0/+
2.3.3 Biomassa verwijderen	G	+	-/0	0/+
2.3.4 Verdiepen van de waterkolom	G	0	-/0	0/+
2.3.5 Actief biologisch beheer	G	+	0	0
3 Verminderen bodembelasting				
3.1 Vermindering nutriëntenoverschotten				
3.1.1 Extensivering landbouw	B	+	0	-
3.1.2 Grond omzetten (van landbouw naar natuur)	B	+	0	-
3.2 Landverbetering (betere verkaveling en waterhuishouding)	B	+/-	-	+
3.3 Reductie ammoniakdepositie				
3.3.1 Zie maatregelen (3.1 en 3.4.2)	B	+	0	-
3.3.2 Emissiearme stallen	B	+	0	0
3.4 Overige teeltmaatregelen (bijv. minder beweiding en bemesting, precisiebemesting, vanggewas in winter, minder gewassen met veel N-rijke gewasresten, opslag van dierlijke mest tijdens winter en mestinjectie)				
3.4.1 Beweidingsstelsel	B	+	0	0
3.4.2 Mesttoediening	B	+	0	-
3.4.3 Gewaskeuze	B	+	0	-
4 Bodemsanering t.b.v. natuurontwikkeling / -bescherming				
4.1 Voedselrijke bovengrond verwijderen	B	+	0	-
4.2 Saneren verontreinigde grond	B	+	0	+
4.3 Uitmijnen (incl. Verschralen)	B	+	0	-
4.4 Voedselrijke bovengrond onderploegen	B	0/-	0	-
4.5 Fe/Al toevoegen (t.b.v. P-fixatie)	B	+	0	-
4.6 Diepe drainage langs watergang	B	0/+	-	0
5 Buffers en beperking oppervlakkige afspoeling				
5.1 Buffers				
5.1.1 Hydrologische buffers	B	-/+	+	-
5.1.2 Natuurvriendelijke oevers	B	+	0	-
5.1.3 Plas-drasstroken (1.5.2)	B	-/+	+	-
5.1.4 Bufferstroken langs waterlopen	B	+	0	-
5.1.5 Ruimte voor hermeandering	B	0/+	0/+	-
5.1.6 Perceelsrandenbeheer	B	+	0	-
5.2 Beperking oppervlakkige afspoeling				
5.2.1 Grondbewerking	B	0/+	0	0
5.2.2 Verzamelplaatsen van vee	B	0/+	0	0
5.2.3 Holle percelen	B	0/+	0	-

Zie voor een uitgebreidere uitwerking Van Diepen et al. (2002b)

De nutriëntenbelasting naar het grond- en oppervlaktewater neemt af door verbetering van waterzuivering en door het verminderen van bodembelasting. Vormen van waterzuivering die bijdragen aan een aanzienlijke vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater, zijn vooral het scheiden van schoon- en vuilwaterstromen, de sanering van puntbronnen, en de zuivering van vuilwaterstromen. De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater door de landbouw kan afnemen door het verminderen van overmatig gebruik van nutriënten, door andere teeltmaatregelen (minder beweiding, precisiebemesting en aangepaste gewaskeuze), door lagere ammoniakdepositie vanwege o.a. verbeterde stallen, en door afname in afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater. Vasthouden van gebiedseigen water en grondwaterstandbeheer resulteren meestal in vernatting en beperken hierdoor de mogelijkheden voor de landbouw. De effecten van vernatting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zijn afhankelijk van de voedingstof. Vernatting resulteert in een sterke toename van de fosfaatbelasting, omdat in de eerste plaats hogere grondwaterstanden resulteren in meer water- en dus fosfaatafstroming naar het oppervlaktewater. Verder wordt het aërobe deel van de bovengrond waarin de vastlegging van fosfaat vooral plaatsvindt, minder diep door een stijging van de grondwaterstand. Dus resulteert vernatting eerder in fosfaatlekkende landbouwgronden. Echter, de belasting van het oppervlaktewater met stikstof neemt af doordat stikstof onder anaërobe omstandigheden kan denitrificeren.

2.2.2 Maatregelen uitvoerbaar in het kader van de reconstructie

In het kader van de reconstructie zijn niet alle maatregelen genoemd in tabel 1 inpasbaar. Zo vergen de brongerichte maatregelen vermeld onder punt 3 aanpassingen van het generieke beleid. Daarin voorziet de Reconstructiewet niet. In overleg met de provincie en de werkgroep Waterkwaliteit is een selectie gemaakt uit de in tabel 1 genoemde maatregelen. Aangezien de Reconstructiewet een inrichtingswet is, is vooral gekozen voor maatregelen met een inrichtingskarakter. Hierbij is de stroomgebiedsbenadering gevolgd, zowel rond als bovenstrooms van de te beschermen objecten (water en door water beïnvloede landnatuur) moeten maatregelen zo dicht mogelijk bij de vervuilingsbron inpasbaar zijn. De nadruk ligt op maatregelen die ingrijpen in de (relatief) snelle processen, zoals oppervlakkige afstroming en beïnvloeding van ondiep grondwater d.w.z. in processen die op korte termijn de kwaliteit van het oppervlaktewater en water gerelateerde natuurdoeltypen beïnvloeden. Maatregelen die een langer tijdpad kennen (bijvoorbeeld ingrijpen in de processen die het diepe grondwater beïnvloeden) komen daarom niet (of beperkt) aan de orde.

De maatregelen die in het kader van de reconstructie genomen kunnen worden om de oppervlaktewaterkwaliteit noodzakelijk voor de gewenste natuurdoelen te bereiken, zijn op de volgende punten beoordeeld:

1. Effectiviteit

De mate waarin en de termijn waarop een maatregel het gehalte dan wel de vracht van nutriënten, zware metalen of bestrijdingsmiddelen verlaagt.

2. Ruimteclaim

Maatregelen die een relatief grote ruimteclaim met zich mee brengen zijn kansrijk in gebieden waar ze zijn te combineren met ruimteclaims i.v.m. waterberging.

3. Onderhoud

Maatregelen met een eenmalig (permanent) karakter die geen onderhoud behoeven (bijv. afgraven toplaag) en maatregelen die onderhoud vergen (bijv. zuiveringsmoeras, bufferstrook). De onderhoudsinspanning is o.a. sterk afhankelijk van de belasting en de debieten.

Tabel 2. Kwalitatieve beoordeling van in de Reconstructie inpasbare maatregelen

Maatregel	Effectiviteit nutriënten	Effectiviteit metalen	Effectiviteit bestrijdingsmiddelen	Ruimteclaim ¹	Onderhoud
Diffuse bronnen					
Bufferstrook en zone	++	0+	++	++	Afvoer nodig, vooral voor P ²
Zuiveringsmoeras	++	0+	+	++	Onderhoud nodig vooral voor P ²
Onderhoud/beheer ³	+(+)/0	++	0+	0	tijdelijk
Extensiveren	++ (N) 0/(P)	+	++	0 ⁴	permanent
Toplaag verwijderen	++ (P) +(N)	++	0	0 ⁴	permanent
Puntbronnen					
Bezinkbassin	++	0+	+	+	permanent
Saneren	++	++	++	0/+ ⁴	permanent/ soms onderhoud ⁵

1. ++: veel, + = gering, 0 = geen
2. de werking van buffers en filters kan tijdelijk zijn vanwege het 'vollopen' van de capaciteit
3. hier onderhoud en beheer van waterlopen (baggeren en biomassa verwijderen)
4. tenzij voor de lokale landbouw in andere gebieden vervangend land aangewezen wordt,
5. de onderhoudsmaatregelen zoals beschreven in Van Diepen et al. (2002b) zijn vooral bedoeld voor het bereiken van ecologische doelen ter plaatse (dus I), terwijl zuiveringsmoerassen juist zijn bedoeld voor het verminderen van de vrachten vanuit brongebieden.

Nadere toelichting bij tabel 2

De ruimte-vragende maatregelen *Bufferstrook en zone* en *Zuiveringsmoeras* zijn vanwege hun effectiviteit op het verlagen van de nutriëntenbelasting zeer kansrijk om in het kader van de Reconstructie te worden toegepast. Deze maatregelen worden in hoofdstuk 3 nader uitgewerkt.

De maatregel *onderhoud/beheer* kan in principe een heel breed veld dekken, variërend van een gewijzigd onderhoud aan sloten (meer of juist minder begroeiing van slootranden) tot verhoging van de pH via bekalken om de uitspoeling van metalen te beperken. De maatregelen *extensiveren*, *toplaag verwijderen*, *bezinkbassin* en *saneren* hebben effect op de gehalten of vrachten aan stoffen in de verschillende compartimenten en behoeven als zodanig niet veel uitleg (effectiviteit is altijd hoog). Hierbij wordt er bij extensivering vanuitgegaan dat dit betekent dat er minder nutriënten en metalen (minder (kunst)mest), bestrijdingsmiddelen (minder spuiten)

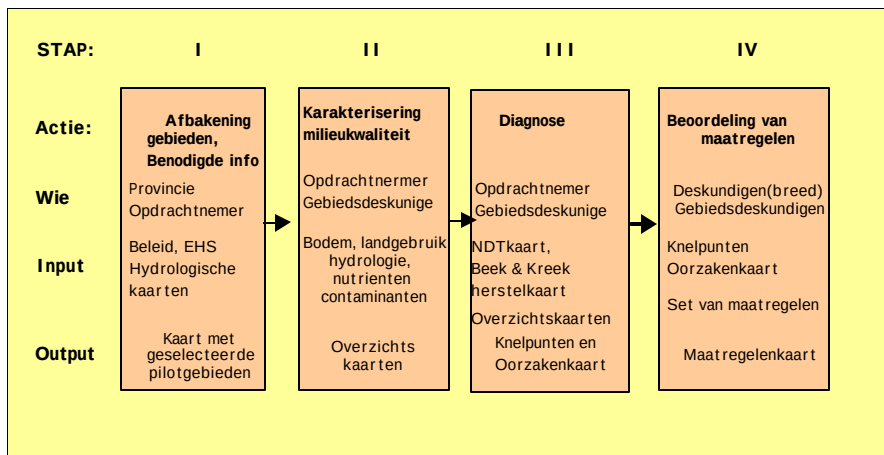
aan het systeem worden toegevoegd. Dit leidt op termijn, zelfs voor P-verzadigde bodems, tot lagere vrachten naar het oppervlaktewater.

2.3 Pilotmethode

De methode volgt de watersysteembenadering. De waterstromen in het deelstroomgebied, vooral de snelle componenten hiervan, het oppervlakte- en ondiep grondwater, bepalen langs welke weg een vervuilingsbron het te beschermen natuurdoel bereikt.

De gevolgde aanpak in de drie pilotgebieden valt uiteen in vier stappen (zie figuur 2):

- Afbakening pilotgebieden en bepaling benodigde gebiedspecifieke informatie;
- Karakterisering door operationalisering gebiedspecifieke informatie;
- Diagnose huidige situatie en toekomstige bij autonoom beleid;
- Beoordeling maatregelen.



Figuur 2. Gevolgde aanpak bij de methode ontwikkeling opgedeeld in de stappen: I Afbakening gebieden en benodigde info, II Karakterisering door operationaliseren info, III Diagnose huidige situatie en toekomstige bij autonoom beleid en IV Beoordeling maatregelen.

2.3.1 Afbakening gebieden en bepaling van benodigde informatie

De pilotgebieden zijn gekozen op basis van hoogwaardige natuur en landschapselementen. Verder is het hydrologische systeem bepalend voor de afbakening van de gebieden. De omgrenzing van de gebieden is zo gekozen dat zij uit een of meer afwateringseenheden bestaan. Daarnaast is in deze fase bepaald welke gebiedspecifieke informatie noodzakelijk is om de invloed van nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen op de doelen te kwantificeren. Bij het bepalen van de noodzakelijke gebiedsinformatie zijn zowel de huidige landbouwkundige situatie, de situatie bij autonoom beleid, de situatie bij verschillende grondwaterstanden, de situatie bij verschillende landbouwkundige praktijken en de situatie bij waterberging in ogenschouw genomen. Gekozen is voor een aanpak waarbij in eerste instantie een brede inventarisatie is gemaakt van gebiedspecifieke

gegevens waarvan gedacht werd dat deze belangrijk zouden zijn bij de analyse. De noodzakelijke gebiedsinfo is te classificeren naar :

- doelen (de natuurdoeltypenkaart en een kaart waarop aangegeven beken met een speciale natuurfunctie);
- stressfactoren (nutriëntenbelasting oppervlaktewater vanuit landbouw en andere bronnen, bestrijdingsmiddelen en zware-metalenlast oppervlaktewater); en
- gebiedsinformatie (hydrologie, landgebruik, topografische kaart).

Zowel de afbakening van de pilotgebieden als de keuze van de benodigde informatie heeft in nauwe samenwerking met de Provincie en de werkgroep Waterkwaliteit plaatsgevonden.

2.3.2 Karakterisering van pilotgebieden

De in de definitiefase geselecteerde benodigde gebiedspecifieke gegevens zijn in deze fase uitgewerkt en in kaartvorm vastgelegd. Het onderscheidend vermogen van de kaarten is afhankelijk van het weergegeven proces. Zo heeft de kwelkaart een hoog onderscheidend vermogen, omdat kwel een zeer lokaal optredend proces is dat sterk kan verschillen tussen plaatsen slechts tientallen meters van elkaar verwijderd, terwijl de lokale atmosferische depositie van stikstof op processen gebaseerd is die tot gelijke belasting leiden over gebieden van enkele tientallen km. Getracht is de kaarten in ieder geval op het deelstroomgebiedniveau waarop de debieten zijn bepaald, onderscheidend te maken. Aangezien de doelen (waternatuur en natte EHS) direct met het oppervlaktewater in contact staan, vormen de stromingskaarten met debieten een zeer belangrijke informatiebron.

Alvorens de noodzakelijke informatie in kaartvorm te verwerken, is onderzocht

1. welke gegevens voorhanden zijn die een beeld kunnen schetsen van de milieucondities en hoe groot de belasting van het gebied met nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen is.
2. in hoeverre de kwaliteit van deze gegevens voldoende is (de aard van de gegevens, ruimtelijk schaalniveau)

De ontbrekende noodzakelijke gegevens zijn voor deze studie beschikbaar gemaakt.

De in deze studie gebruikte en beschikbaar gemaakte data zijn te verdelen in de categorieën:

1. Doelen

- Natuurdoeltypenkaart
- Streefbeelden Beek- en Kreekherstel

2. Stressfactoren

- Stikstof- en fosfaatbelasting vanuit de landbouw en andere bronnen;
- Stikstof- en fosfaatbelasting vanuit de landbouw bij verschillende landbouwkundige scenario's;
- Lokale atmosferische stikstofdepositie;
- Emissie van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater. Hierbij is zowel de driftbelasting en verbruiksdruk berekend (op basis van landgebruik en aantal hectares) als de kans dat een bepaalde stof in het water wordt aangetroffen (op basis van afbreekbaarheid); deze laatste alleen in tabelvorm;
- Gehalten zware metalen in de bodem en vrachten geloosd bij puntbronnen.

3. Gebiedsinformatie

Hydrologie

- Debietenkaarten met fluxen in elk watervoerend systeem, waarbij ook is aangegeven hoeveel water het gebied binnenkomt en uiteindelijk weer verlaat;
- Knelpuntenkaart grondwaterstand bij huidig beleid (die gebieden die bij huidig beleid al dan niet voldoen aan het wensbeeld voor natuur en landbouw);
- Knelpuntenkaart grondwaterstand bij natuurscenario (die gebieden die bij het realiseren van het natuurscenario het wensbeeld al dan niet halen);
- Kwelkaarten met daarop de hoeveelheid kwel (en of infiltratie) in mm's per jaar.

Bodemkaarten

- Algemene bodemkaart met aanduiding van bodemtype.

Landgebruik kaarten

- Topografische kaart met daarop vormen van landgebruik;
- Landbouwgegevens (aantal bedrijven per deelstroomgebied, boventallig graasvee, boventallige intensieve veehouderij t.o.v. EU-Nitraatrichtlijn).

Overige kaarten

- VIP-gebieden (zoekgebieden intensieve veehouderij);
- Kaart met potentiële gebieden voor waterberging.

2.3.3 Benodigde informatie

Aangezien voor elk van deze kaarten verschillende informatie (i.e. bronnen) zijn gebruikt en samengevoegd, al dan niet gecombineerd met ander informatie, bijvoorbeeld voor stikstofdepositie, is zowel het schaalniveau als de soort informatie (kwalitatief versus kwantitatief) verschillend. Zo zijn bijvoorbeeld de bodemkaart en de landgebruikkaart rechtstreeks afgeleid uit bestaande digitale databases terwijl voor sommige van de hydrologische kaarten en de bestrijdingsmiddelenkaart eerst aanvullende berekeningen gedaan moesten worden om het uiteindelijke kaartbeeld te genereren. In bijlage I van de CD-Rom is voor elk van de hier genoemde kaarten

weergegeven wat de basisgegevens zijn die ten grondslag liggen aan de kaarten zoals ze hier genoemd zijn.

Alle bovengenoemde kaarten en hun bronvermelding zijn te vinden op de bijgeleverde CD-Rom.

2.3.4 Diagnose huidige situatie

De twee laatste fasen uit figuur 2, diagnose van de huidige situatie en de beoordeling van maatregelen, zijn per pilotgebied in de vorm van workshops uitgewerkt. Gebiedsdeskundigen speelden in deze workshops een centrale rol. Naast gebiedsdeskundigen maakten deskundigen op het gebied van waterkwantiteit, waterkwaliteit, nutriënten, zware metalen, bestrijdingsmiddelen, landbouw en ecologie deel uit van de workshop.

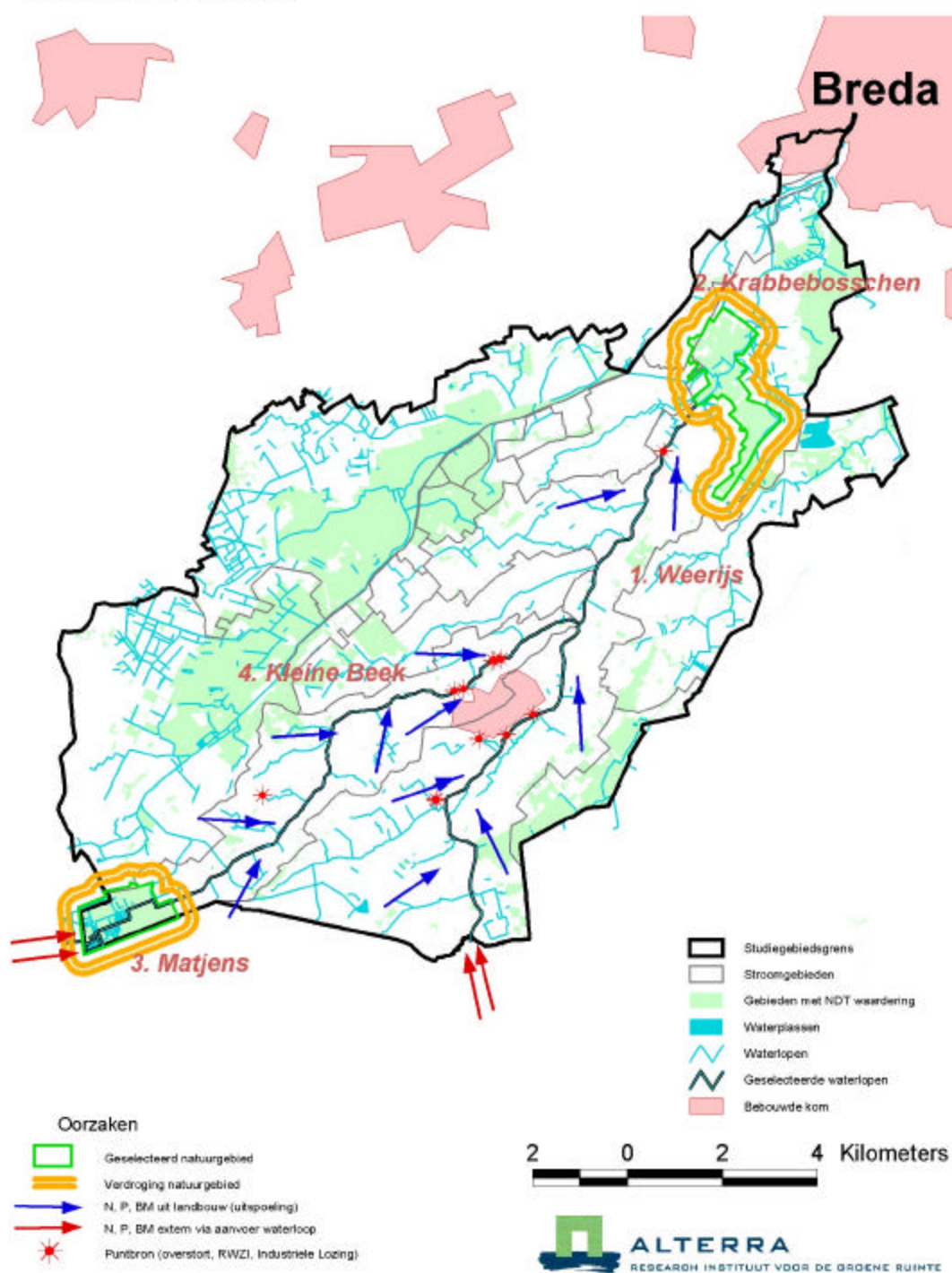
Per pilotgebied zijn een beperkt aantal objecten, door grond- of oppervlaktewater beïnvloede natuurgebieden en watergangen met een speciale functie (natuur, viswater of ecologische verbindingszone), besproken. Met deze informatie en de beschikbare kaarten zijn door werkgroepen, die zijn samengesteld uit de werkgroepleden bestaande uit minimaal een gebiedsdeskundige, de gekozen objecten gekarakteriseerd, beoordeeld op knelpunten en is de ruimtelijke ligging van de oorzaken van deze knelpunten besproken. De resultaten van de werkgroepen zijn bediscussieerd en vastgelegd in een knelpunten-oorzakenkaart. Vervolgens heeft een gezamenlijke bespreking van de keuze en plaatsing van maatregelen genoemd in tabel 2 plaatsgevonden, waarna de maatregelen zijn ingetekend op kaart. Daar waar de maatregelen niet toereikend zijn om de knelpunten weg te nemen, is dit vermeld.

2.3.5 Resultaten methode voor pilotgebieden

Als eerste casus is het gebied Weerijds behandeld. Dit gebied is gelegen ten zuiden van Breda. Een belangrijke agrarische functie in dit gebied vormt tuinbouw, waarbij grote hoeveelheden bestrijdingsmiddelen worden gebruikt. Vooral bij de aardbeienteelt en de niet- grondgebonden boomkwekerijen is de belasting van het oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen groot.

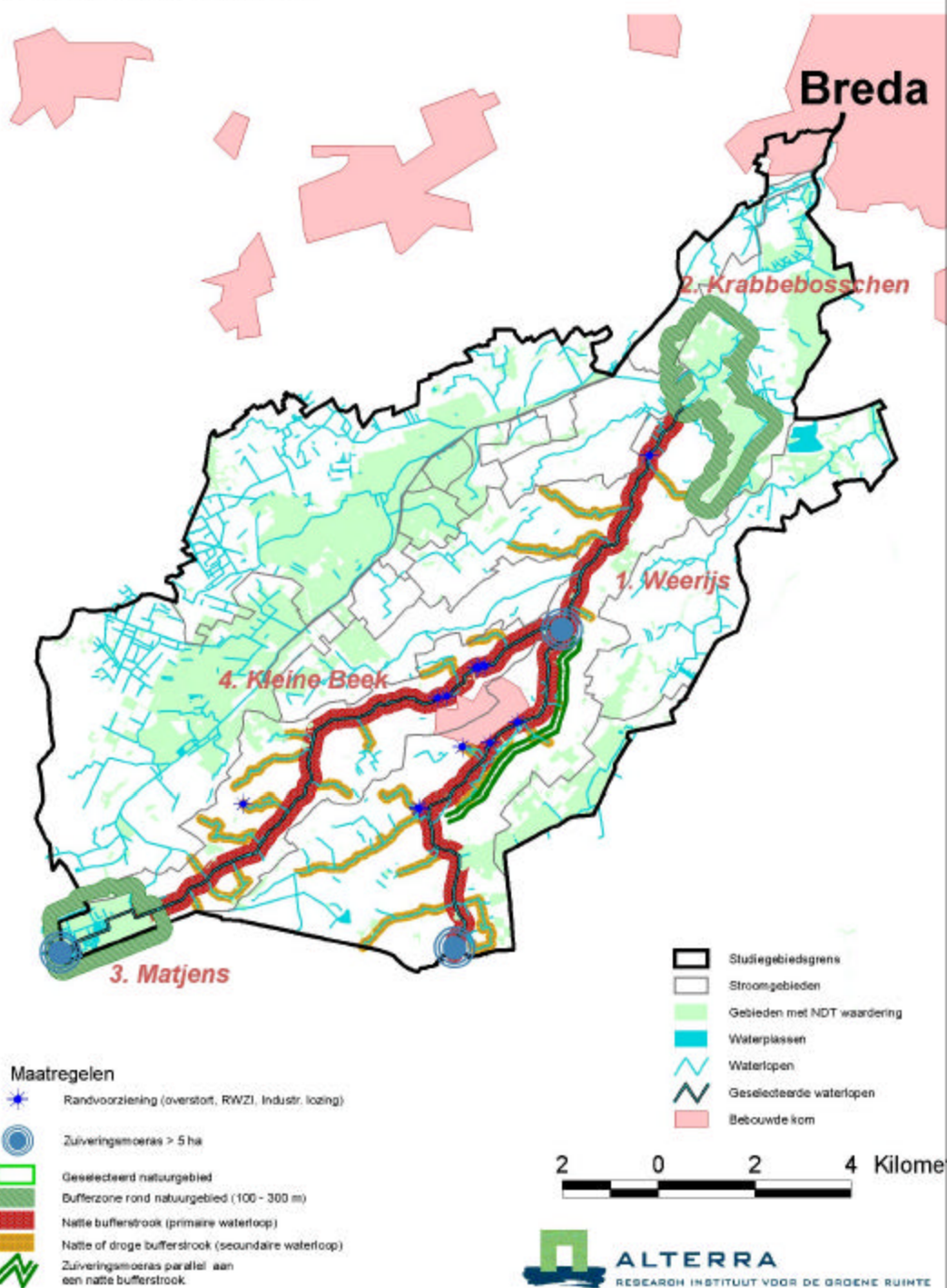
In het gebied Weerijds zijn de natuurgebieden Krabbebosschen en Matjens geselecteerd en de waterlopen de Weerijds en de Kleine Beek. Figuur 3 toont de Knelpunten-Oorzakenkaart van dit gebied. Een uitgebreide beschrijving van de geselecteerde objecten is te vinden in bijlage III. Figuur 4 toont de maatregelen kaart voor bovenstaande objecten in het gebied Weerijds.

Oorzaken kaart



Figuur 3. Knelpunten - oorzakenkaart Weerijds

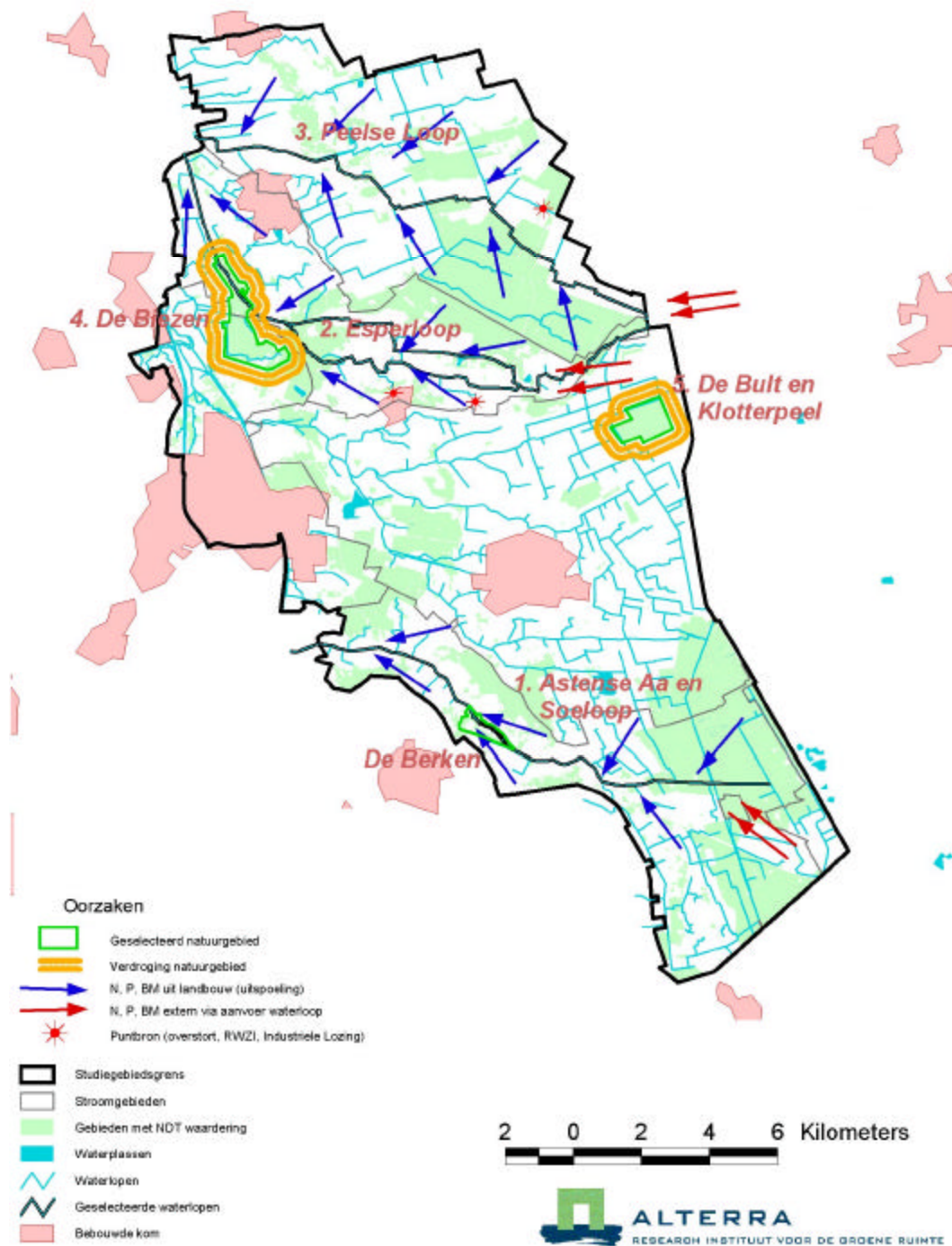
Maatregelen kaart



Figuur 4. Maatregelenkaart Weerijds

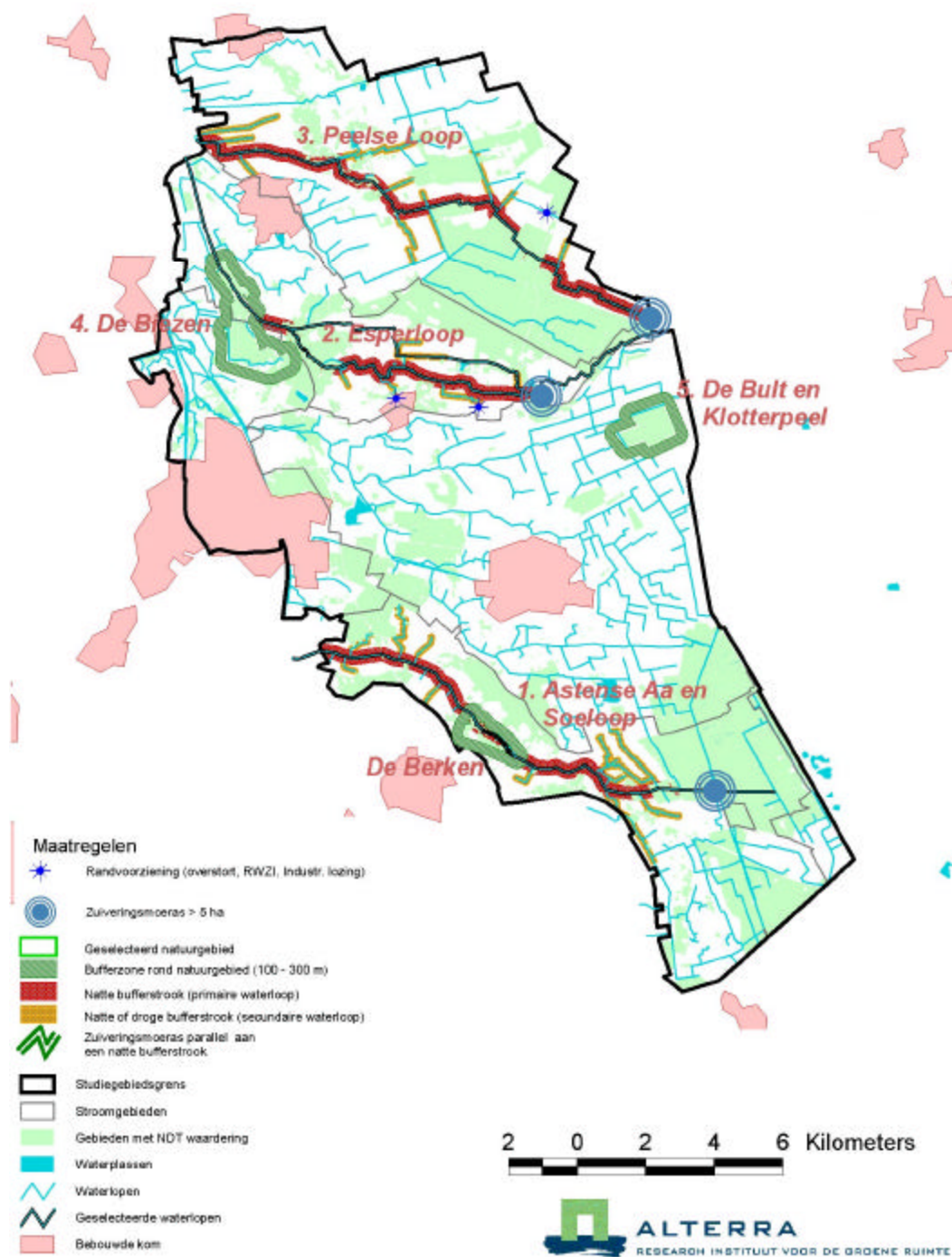
Als tweede casus is het gebied Bakelse Aa in de workshop besproken. De Bakelse Aa bevindt zich ten oosten van Helmond. In dit gebied is de agrarische sector vooral gericht op veeteelt en de hiermee samenhangende maïsteelt. Hierdoor valt te verwachten dat met name nutriënten een belastende factor vormen voor de natuurgebieden. In dit gebied zijn de waterlopen (1) Astense Aa en Soeloop, (2) Snelle Loop en Esperloop en (3) Peelse Loop, en de natuurgebieden (4) De Biezen en (5) De Bult en KlotterPeel geselecteerd en besproken. De resultaten van bovenstaande waterlopen en natuurgebieden zijn vastgelegd in figuur 5 en 6 welke de knelpunten-oorzaken-kaart respectievelijk de maatregelenkaart tonen. Een uitgebreide beschrijving van de knelpunten, oorzaken en maatregelen is te vinden in bijlage III.

Oorzaken kaart



Figuur 5. Knelpunten - oorzakenkaart Bakelse Aa

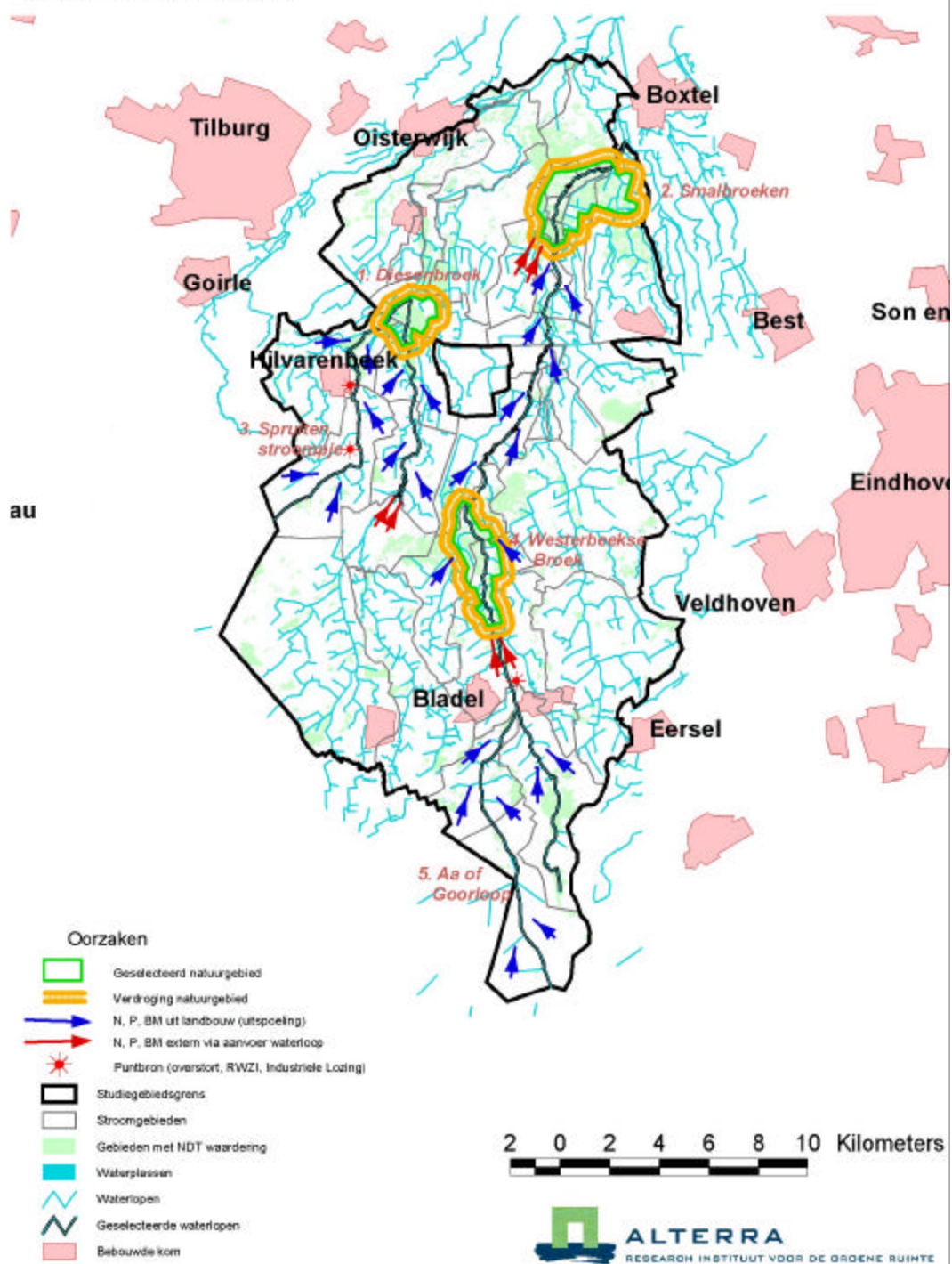
Maatregelen kaart



Figuur 6. Maatregelenkaart Bakelse Aa

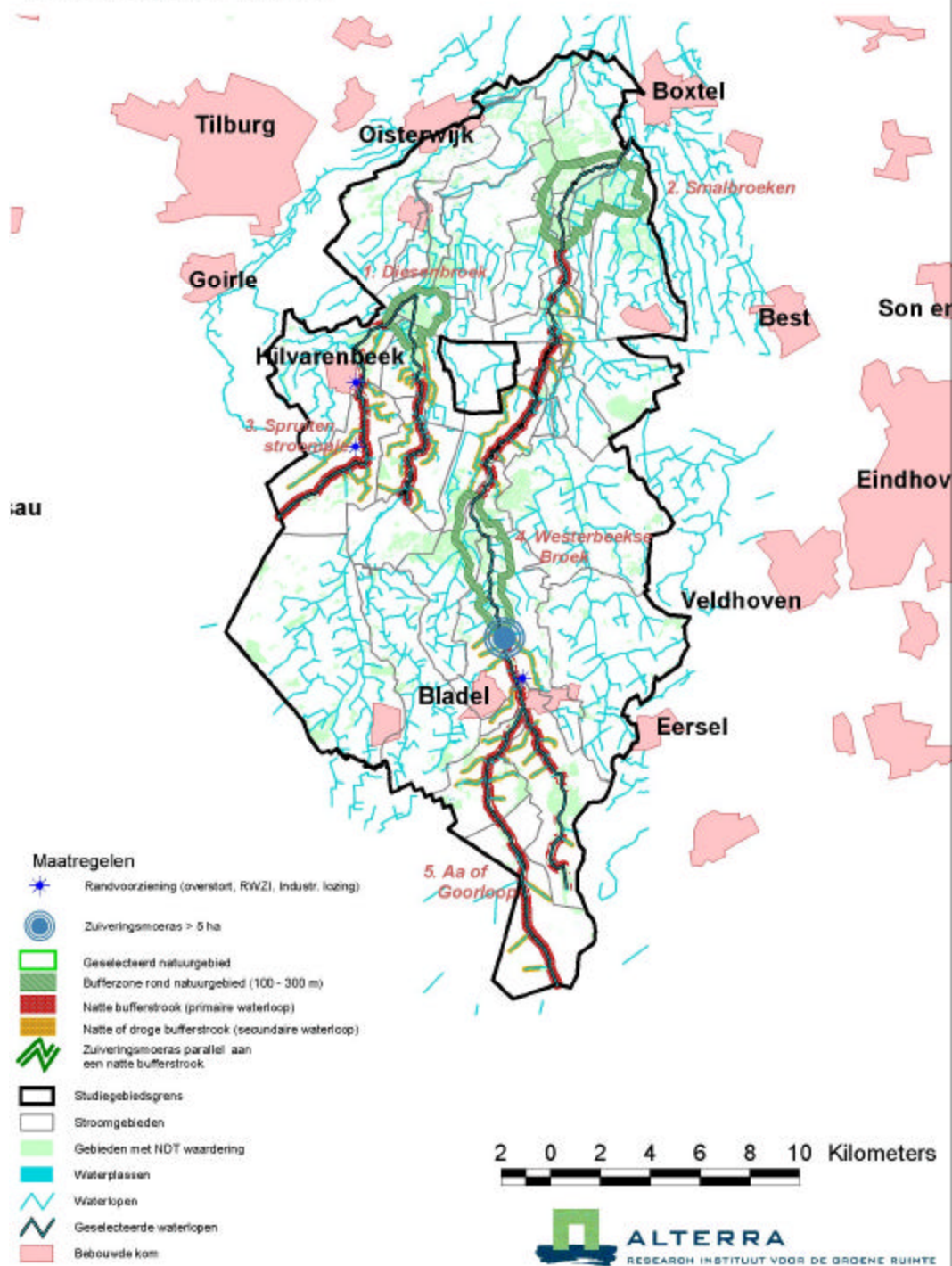
Als laatste gebied is de Beerze-Reusel behandeld. De Beerze-Reusel bevindt zich ten oosten van Tilburg. In dit gebied zijn de gehalten aan zware metalen in de bodem relatief hoog als gevolg van historische belasting vanuit de metaalindustrie. Beerze-Reusel heeft relatief veel kwetsbare natuur. In dit gebied zijn de natuurgebieden Diesenbroek, Westerbeeksebroek en Smalbroeken en de waterlopen Spruitenstroompje en Aa of Goorloop besproken. De knelpunten, oorzaken en maatregelen voor deze objecten zijn weergegeven in figuur 7 respectievelijk 8. Een uitgebreide beschrijving van de objecten is gegeven in bijlage III.

Oorzaken kaart



Figuur 7. Knelpunten - oorzakenkaart Beerze-Reusel

Maatregelen kaart



Figuur 8. Maatregelenkaart Beerze-Reusel

2.4 Brabant-brede methode

De methode is ontwikkeld voor de drie bovengenoemde pilot-deelstroomgebieden Aa of Weerij, Bakelse Aa en Beerze-Reusel. Deze gebieden liggen op zandgronden. Voor de pilotgebieden zijn knelpunten en oorzaken die de realisatie van de beoogde natuurdoelen in de weg staan, ingeschat met een uitgebreide set aan gebiedspecifieke informatie (zie paragraaf 2.3.2). Zo is naast de stressfactor 'nutriënten' ook het gebruik van bestrijdingsmiddelen kwantitatief in kaart gebracht, evenals de bodemgehalten aan zware metalen en de concentraties aan zware metalen in het oppervlaktewater. Om te bepalen in hoeverre deze stressfactoren een bedreiging vormen en waar de oorzaken van de stressfactoren liggen is het landbouwkundig gebruik van de gebieden gekwantificeerd evenals de waterstromen en debieten en zijn kwelgegevens en bodemsamenstelling en topografische gegevens verzameld. Deze voor de pilotgebieden beschikbaar gemaakte gegevens zijn niet alle voorhanden. Om op basis van een beperktere hoeveelheid informatie aanwezig bij de Provincie en Waterschappen, de methode toepasbaar te maken is de methode in nauwe samenwerking met de werkgroep Waterkwaliteit vereenvoudigd. De methode kan in deze vereenvoudigde vorm toegepast worden indien kaarten beschikbaar zijn waarop weergegeven de begrenzing van de EHS, deelstroomgebieden en waterlopen, reliëf (hoogtekaart), stikstof- en fosfaatbelasting van oppervlakte- en ondiep grondwater vanuit de landbouw en stikstof- en fosfaatbelasting vanuit puntbronnen. Met behulp van de vereenvoudigde methode, bovengenoemde kaarten en bij de Waterschappen aanwezige gebiedskennis en deskundigheid over natuurdoelen en hun gevoeligheid voor stressfactoren kunnen op kaart de locaties worden weergegeven waar maatregelen zijn toe te passen. Voor de door de Provincie en de werkgroep Waterkwaliteit geselecteerde deelstroomgebieden hebben de Waterschappen de methode doorlopen, waarna de resultaten werden weergegeven in de plankaart (zie bijlage I). Deze plankaart zal worden gebruikt voor de ontwikkeling van inrichtingsplannen van de Reconstructiegebieden.

2.4.1 Zoekschema Brabant-brede methode

1 Selecteer de benodigde kaarten

- Kaart 1** Door Provincie geselecteerde deelstroomgebieden;
- Kaart 2** Begrenzing EHS, opgesplitst naar natuurdoelen (water- en landecosystemen), EHS (omvorming landbouw naar natuur) en beheersgebieden (blijvend landbouw), deelstroomgebieden en waterlopen (permanent watervoerend);
- Kaart 3** Hoogtekaart;
- Kaart 4** Stikstof- en fosfaatbelasting ondiep grondwater en oppervlaktewater vanuit de landbouw (diffuse belasting);
- Kaart 5** Locaties puntbronnen;
- Kaart 6** Verdeling bijdrage stikstof en fosfaat uit puntbron en diffuse bron per deelstroomgebied;
- Kaart 7** Verschil kaarten waterstanden streefbeeld en actueel alsmede streefbeeld en realiseerbaar voor twee natuurscenario's: natuurbasis en natuurextreem (GHG-GGOR);

Kaart 8 Beoogde bergingsgebieden voor oppervlaktewater

2 Doorloop voor alle geselecteerde deelstroomgebieden de stappen van het onderstaande zoekschema

Stap 1

Bepaal de te beschermen objecten in het gekozen deelstroomgebied: natuurgebieden (beïnvloed door oppervlaktewater) en waterlopen met waternatuur, viswater of een ecologische verbindingszone (kaart 2). Als kwetsbare te beschermen natuurgebieden zijn gekozen: bloemrijk grasland, hoogveen, ven en vochtig schraalland.

Stap 2

Karakteriseer de te beschermen objecten (met hulp van kaart 3, 4, 5 en 6) naar kwetsbaarheid voor waterkwaliteit (zeer gevoelig, gevoelig, matig gevoelig) hydrologische afhankelijkheid (kwelafhankelijk, geïsoleerd, beïnvloed door oppervlaktewater), omliggende gebied (intensieve landbouw, extensieve landbouw, natuur) en bronnen van de belasting in de aanvoerende watergangen (landbouw, overstorten, effluent Riool Water Zuiverings Installatie (RWZI), grensoverschrijdend).

Stap 3

Bepaal de grootste knelpunten (nutriënten, zware metalen, bestrijdingsmiddelen, hydrologie) en oorzaken (intensieve landbouw in omliggend gebied of bovenstrooms, puntbron etc.) per object. Als verdroging het grootste knelpunt is, ga dan na of deze wordt opgeheven via de hydrologische maatregelen zoals weergegeven op de kaart GHG-GGOR (kaart 7). Zo nee, teken op de maatregelenkaart in dat het object niet realiseerbaar is zonder hydrologische herstelmaatregelen.

Stap 4

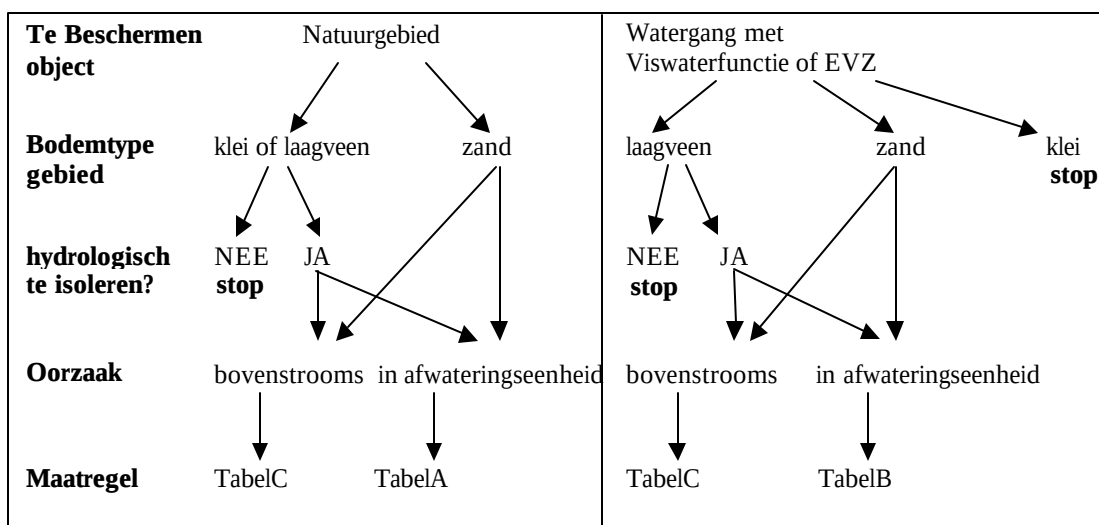
Bepaal of het object in een potentieel waterbergingsgebied ligt (kaart 8)

Stap 5

Gebruik onderstaand zoekschema om de maatregeltabel te selecteren (tabel A, B of C).

Stap 6

Bepaal met de maatregeltabel de meest zinvolle maatregel en teken deze in op de plankkaart.



Zoekschema

In het zoekschema zijn naast het bodemtype zand, klei en laagveen opgenomen omdat deze bodemtypen hydrologisch verschillen van zand, waardoor transportprocessen afwijken. Laagveen- en kleigebieden liggen veelal benedenstrooms van waterlopen zodat de debieten hoog zijn terwijl de kwaliteit van het oppervlaktewater relatief laag zal zijn. Daarnaast kunnen kleigebieden door inlaat van rivierwater belast worden met relatief vervuild rivierwater. Zuiveringsmoerassen zijn in deze gebieden niet toepasbaar omdat de benodigde ruimte voor deze maatregel, gegeven het hoge debiet met lage kwaliteit, zeer groot zal zijn. Ook bufferstroken zullen in deze gebieden relatief weinig bijdragen aan het verlagen van de belasting van het oppervlaktewater omdat de relatieve bijdrage van stikstof en fosfaat vanuit de lokale landbouwgebieden aan de concentratie in het oppervlaktewater slechts gering is. De effectgerichte maatregelen bufferstroken en zuiveringsmoerassen kunnen in deze gebieden de lokale waterkwaliteit alleen verbeteren als het te beschermen object hydrologisch kan worden geïsoleerd van bovenstrooms van buiten het gebied aangevoerd sterk vervuild water. Natuurgebieden zijn op deze wijze te beschermen in laagveen- en kleigebieden. Waterlopen met een speciale functie kunnen alleen in laagveengebieden worden beschermd omdat ze in kleigebieden zonder bovenstroomse watertoevoer niet kunnen functioneren.

Tabel A Locale maatregelen in de afwateringseenheid waarbinnen het natuurgebied is gelegen.

Knelpunt	oorzaak	maatregel	alternatief	opmerkingen
N, P of ZM	Landbouw	Bufferzone rond natuurgebied	Aanwijzen als waterconservering-gebied waarbij omringende landbouw voor <i>extensivering</i> in aanmerking komt;	- Bij P verzadigde gronden of hoge ZM-belasting is afgraven van de bouwvoor een optie; - Geen waterberging in P verzadigd gebied plannen omdat dit de waterkwaliteit negatief beïnvloedt of de bouwvoor afgraven zodat P kan worden afgevoerd; - Peilverhogen in bufferzone omringend gebied indien natuurgebied afhankelijk is van kwel;
	Verdroging die leidt tot interne eutrofiëring*; Ook bij GGOR natuur-verdroging	Bufferzone, aanwijzen als waterconserverings-gebied. Via deze weg <i>extensivering</i> omringende landbouw	geen	- Herstel hydrologie via waterkwantiteitdoelen
	Puntbron	Zuiveringsmoeras. Randvoorziening m.b.t puntbronnen	geen	- Indien belasting > MTR zuiveren tot < MTR; dit geldt ook voor grensoverschrijdend inlaatwater; - Overstorten mogen niet samenvallen met waterberging als er geen extra voorzieningen worden getroffen die tegengaan dat het vervuilde water van de overstort in het oppervlaktewater terechtkomt
BM	Landbouw	Bufferzone rond natuurgebied	Aanwijzen als waterconserverings-gebied <i>Extensivering</i> landbouw in bufferzone	

* interne eutrofiëring ontstaat door verdroging van veengronden waarbij door afbraak van het veen P en N vrijkomen.

BM bestrijdingsmiddelen, ZM zware metalen.

Onder *extensivering* wordt verstaan in ieder geval geen bemesting (N en P) en gebruik bestrijdingsmiddelen, wel afvoer van gewas en dus verschraling.

Tabel B Locale maatregelen voor waterlopen met waternatuurfunctie, ecologische verbingszone of viswaterfunctie.

knelpunt	oorzaak	maatregel	alternatief	opmerkingen
N, P en ZM (indien bekend)	Landbouw	- Bufferstrooktype A langs waterloop met specifieke functie -Type A of B langs de op deze waterloop uitmondende waterlopen of - Zuiveringsmoeras op instroompunt van waterloop met specifieke functie	Generiek beleid; verder geen alternatieven	-Type A Natte strook met accolade- profiel -Type B Droge bufferstrook; deze is niet toepasbaar op gedraineerde percelen. - Bij EcologischeVerbindingsZone geen extra bufferstrook indien EVZ natte strook met een breedte van 10 m aan beide zijden en over de gehele lengte van de waterloop. - Indien P-verzadigde gronden: geen waterberging plannen of afgraven toplaag in waterberginggebied
	Puntbron (overstort, grensoverschrijdend, RWZI)	-Zuiveringsmoeras - Randvoorziening mbt puntbronnen	geen	- Indien > MTR zuiveren tot MTR; dit geldt ook voor grensoverschrijdend inlaatwater - Waterlopen met speciale functie hydrologisch afkoppelen van inlaatsysteem - Overstorten mogen niet samenvallen met waterberging als er geen extra voorzieningen worden getroffen die tegengaan dat het vervuilde water van de overstort in het oppervlakte water terecht komt
BM	Landbouw	-Bufferstrooktype A langs waterloop met specifieke functie -Type A of B langs de op deze waterloop uitmondende waterlopen of -zuiveringsmoeras op instroompunt van waterloop met specifieke functie	Generiek beleid; verder geen alternatieven	-Type A Natte strook met accolade- profiel -Type B Droge bufferstrook, deze is niet toepasbaar op gedraineerde percelen. -Bij EcologischeVerbindingsZone geen extra bufferstrook indien EVZ natte strook heeft met een breedte van 10 m aan beide zijden en over de gehele lengte van de waterloop. - Indien P-verzadigde gronden: geen waterberging plannen of afgraven toplaag in waterberginggebied

Accolade profiel- verdiepte natte bufferzone die op of net boven het waterpeil van waterloop ligt; door de verdieping wordt de P voorraad weggenomen evenals de in de bodem aanwezige zware metalen. De natte omstandigheden leiden tot denitrificatie waardoor de N-belasting afneemt.

Tabel C Maatregelen in bovenstrooms van te beschermen object gelegen afwateringseenheid.

knelpunt	oorzaak	maatregel	alternatief	opmerkingen
N, P en ZM (indien bekend)	Landbouw	Bufferstrook-type A langs waterloop	- Generiek beleid - Zuiveringsmoeras op blauwe knoop	- Natte strook met accoladeprofiel - Bij EcologischeVerbindingsZone geen extra bufferstrook indien EVZ natte strook en breder dan 10 m aan beide zijden en over de gehele lengte van de waterloop. - Indien P-verzadigde gronden geen waterberging plannen of afgraven toplaag in waterbergingsgebied
	Puntbron (overstort, grensoverschrijdend , RWZI)	Zuiveringsmoeras of Randvoorziening m.b.t . puntbronnen	-Zuiveringsmoeras op blauwe knoop waar deelstroomgebied overgaat in deelstroomgebied waar te beschermen object ligt.	In het geval van een grote RWZI in het bovenstroomse gebied zoals in de case Smalbroeken in gebied Beerze Reusel, RWZI saneren
BM	landbouw	Bufferstrook-type B langs waterloop	Aanwijzen als waterconserveringsgebied; Extensivering omringende landbouw; Generiek beleid.	Bij hoge belasting met BM zoals in case Aa of Weerij's combinatie van bufferstrook met parallel aan de waterloop lopend water met zuiveringsmoeras die voor de eerste opvang voor bestrijdingsmiddelen dient alvorens deze in de waterloop komen.

3 Kwantitatieve uitwerking van de twee meest kansrijke maatregelen

Van de in tabel 2 vermelde maatregelen is voor bufferstroken en horizontaal doorstromende zuiveringsmoerassen de effectiviteit en ruimteclaim nader onderzocht aangezien hiermee in Nederland weinig praktijkervaring is opgedaan.

Bufferstroken zijn bemestingsvrije zones langs waterlopen die door invang van fosfaat en stikstof, afkomstig van oppervlakkig af- en uitstromend grondwater vanuit het aangrenzende landbouwperceel, de toevoer van deze nutriënten naar het oppervlaktewater beperken. Zuiveringsmoerassen worden veelal toegepast voor de zuivering van puntlozingen, zuivering van agrarisch afvalwater, huishoudelijk afvalwater van geïsoleerd gelegen woningen, nabehandeling van het effluent van zuiveringsinstallaties, zuivering van water van riooloverstorten, regenwateruitlaten, campings en recreatie-inrichtingen (Gleichman-Verheijen et al., 1992; Meuleman, 1999). Zuiveringsmoerassen kunnen ook worden toegepast op 'blauwe knooppunten' - plaatsen waar bovenstrooms vervuild water instroomt in een water dat niet is belast of in een benedenstrooms natuurgebied - om oppervlaktewater vervuild door diffuse belasting vanuit de landbouw te zuiveren. Veelal is dit water minder zwaar belast dan water afkomstig van puntlozingen.

Uit literatuurdata blijkt dat bufferstroken effectief de uitstroom van fosfaat en stikstof naar het oppervlaktewater beperken en zuiveringsmoerassen de concentratie aan nutriënten in het oppervlaktewater verlagen. Deze effectiviteit wordt sterk beïnvloed door inrichting en beheer van bufferzones en zuiveringsmoerassen.

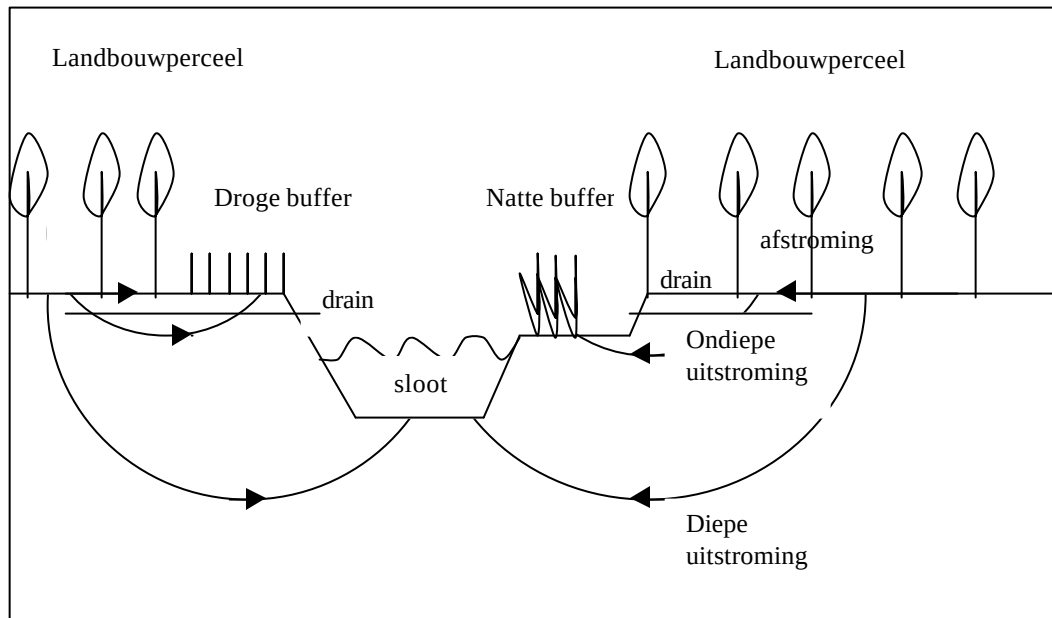
Welke maatregel (bufferstrook of zuiveringsmoeras) waar binnen een deelstroomgebied het best kan worden toegepast (hoogste effectiviteit) zal afhangen van de lokale omstandigheden, debiet, lengte aan sloten in het gebied, hydrologische situering van het natuurdoel in het gebied, diffuse belasting vanuit de landbouw, belasting van andere bronnen etc.

Op grond van

1. de effectiviteit van de maatregelen;
2. de debieten;
3. de vrachten aan stikstof en fosfaat vanuit de landbouw welke in het oppervlaktewater terechtkomen; en
4. de gemeten totaalgehalten stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater is de ruimteclaim voor bufferstroken (als percentage van de watergangen van buffer voorzien) en zuiveringsmoerassen in hectares bepaald. Deze berekeningen maken inzichtelijk dat onder bepaalde omstandigheden bufferzones, c.q. zuiveringsmoerassen niet toereikend zullen zijn.

Voor een meer gedetailleerde kwantitatieve bepaling van de effectiviteit van de genoemde maatregelen, gemeten als de afname in concentratie stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater, is een op maatwerk gerichte ruimtelijk gedifferentieerde benadering noodzakelijk.

3.1 Bepaling effectiviteit van bufferstroken en zuiveringsmoerassen op basis van literatuurdata



Figuur 9. Schematische weergave van transportroutes: afstroming, ondiepe uitstroming; en diepe uitstroming; en buffertypen: droge en natte buffer.

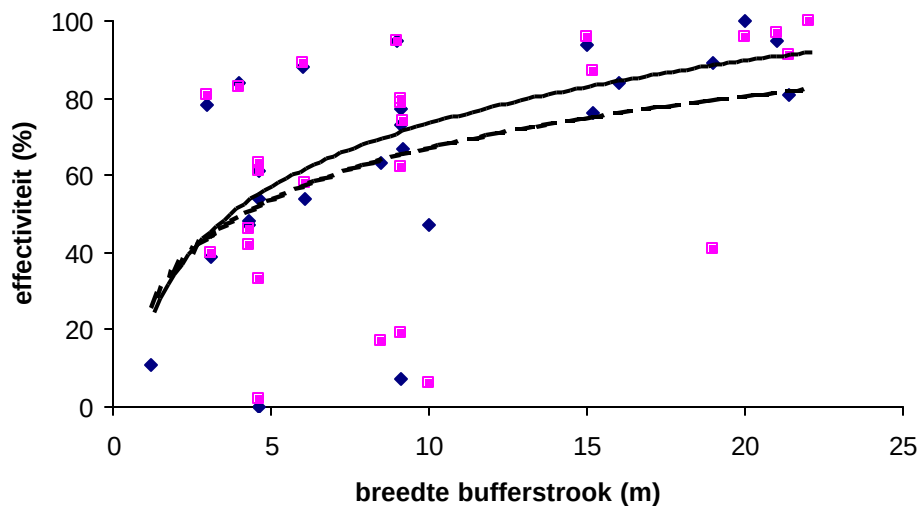
Figuur 9 toont schematisch de positie van droge en natte (plas-dras met accoladeprofiel) buffers. Beide zijn teeltvrije zones. De droge buffer ligt ter hoogte van het maaiveld en is begroeid met lage vegetatie (weergegeven door opgaande lijnen). De natte buffer ligt verdiept en is begroeid met riet (weergegeven door pluimen). Beide typen kunnen alleen afstromend en ondiep uitstromend grondwater zuiveren. Uit de figuur blijkt dat, indien het perceel gedraineerd wordt, een droge buffer slechts een geringe werking heeft: het grootste deel van het afgevoerde water zal via de drain direct naar het oppervlaktewater stromen. Drains zijn wel te combineren met natte bufferstroken als ze op deze stroken uitkomen.

3.1.1 Droge bufferstroken

In Nederland is nauwelijks veldonderzoek verricht naar de effectiviteit van droge bufferstroken. Wel zijn er modelstudies uitgevoerd waarmee uit- en afspoelingsvrachten zijn berekend (Kruijne 1996, Molen et al. 1998). In tegenstelling tot in Nederland is in het buitenland, vooral in de Verenigde Staten, relatief veel onderzoek verricht naar de effectiviteit van droge bufferstroken bij uit- en afspoeling onder veldomstandigheden (Parson et al. 1994; Chaubey et al. 1995; Clausen et al. 1993, Dillaha et al. 1988, 1989). De in deze onderzoeken gemeten effectiviteit bij bepaalde breedtes van de bufferstrook staan vermeld in figuur 10. De omstandigheden waaronder de effectiviteit van de droge bufferstroken is bepaald, verschilt sterk tussen de studies. Onderzoeken verschillen in klimatologische omstandigheden, grondsoort, beplanting van de bufferstrook, hellingshoek en input

van fosfaat en stikstof. Ondanks deze verschillen blijkt dat de effectiviteit van droge bufferstroken zowel voor fosfaat als stikstof vooral door de eerste 10 m wordt bepaald (zie figuur 10). Bij een breedte van 10 m is de effectiviteit voor verwijdering van fosfaat rond de 65% en voor stikstof rond de 70%. Bredere bufferstroken verhogen de effectiviteit, maar slechts in geringe mate. Voor bufferstroken smaller dan 10 m neemt de effectiviteit af. Zeker voor stroken smaller dan 5 m is de effectiviteit gering.

De invang van nutriënten door droge bufferstroken is vooral te danken aan de opname door planten. Daarnaast zal in niet-fosfaatverzadigde gronden fosfaat worden gebonden aan bodemdeeltjes totdat de bodem is verzadigd. Om de effectiviteit over lange periodes te garanderen, d.w.z. om te voorkomen dat de gronden verzadigen met fosfaat, zullen deze stroken moeten worden beplant met vegetaties die in sterke mate fosfaat en stikstof opnemen en kunnen worden geoogst en afgevoerd. Droge bufferstroken kunnen niet worden toegepast indien het perceel wordt gedraineerd door middel van buizen. Drainagebuizen vervoeren het overgrote deel van het overtollige water van landbouwpercelen direct naar het oppervlaktewater. Het drainagewater komt hierdoor niet in contact met de plantenwortels in de bufferstrook.



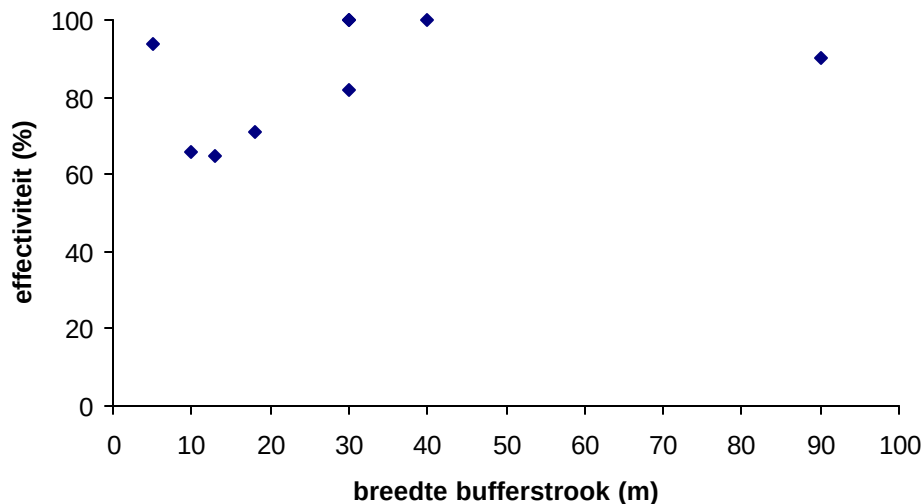
Figuur 10. Effectiviteit droge bufferstroken, bepaald als procentuele afname van de uit- en afspoeling van N en P naar het oppervlaktewater, voor totaal P (?) en totaal N (!) op basis van literatuurdata. Getrokken lijn N, (effectiviteit = $17 + 23 \ln(\text{breedte})$ $p = 0,001$), onderbroken lijn P, (effectiviteit = $23 \ln(\text{breedte})$ $p = 0,04$). Data: Parson et al. 1994, Chaubey et al. 1994, 1995, Lee et al. 1989, Dillaha et al. 1988, 1989, Young et al. 1980, Haycock & Pinay 1993, Knauer & Mander 1989, Uusi-Kaemppae & Ylaeranta 1992, O'Neill & Gordon 1994, Peterjohn & Correll 1994.

3.1.2 Natte bufferstroken

Indien percelen afwateren door drainagebuizen kunnen plas-drasbufferstroken worden toegepast. Hiertoe moeten drainagebuizen worden ingekort zodat ze uitstromen over de buffer. Plas-drasbuffers liggen op gelijk niveau als het oppervlaktewater, zijn verzadigd met water, waardoor anaërobe (zuurstofloze)

omstandigheden in de ondergrond ontstaan. Natte bufferstroken hebben als voordeel dat zowel beplanting als denitrificatie (treedt op onder anaërobe omstandigheden) de stikstofgehalten in de bufferstrook verlagen. Fosfaat, echter, wordt mobiel onder natte omstandigheden, wat tot verhoogde uitspoeling kan leiden. Aangezien natte bufferstroken verdiept tot op oppervlaktewaterniveau moeten worden aangelegd, speelt uitspoeling van fosfaat geen grote rol omdat door het verdiepen de fosfaatverzadigde toplaag wordt verwijderd.

De effectiviteit van natte bufferstroken heeft in het onderzoek minder aandacht gekregen dan de effectiviteit van droge bufferstroken (maar zie Schultz et al. 1995, Pinay & Descamps 1988, Mander et al. 1995, 1997). Evenals bij droge bufferstroken variëren de omstandigheden waaronder de effectiviteit bepaald is, sterk tussen de verschillende gerapporteerde onderzoeken. Omstandigheden verschillen in grondsoort, beplanting van de bufferstrook, hellingshoek en input van stikstof. Uit de verschillende onderzoeken komt naar voren dat stikstof in sterke mate verwijderd wordt in natte bufferstroken. Vooral het denitrificatieproces speelt hierbij een rol (Stowa, 1998). Figuur 11 toont de beschikbare data voor stikstof. Uit deze data blijkt geen significante relatie tussen de breedte van de bufferstrook en de effectiviteit. Uit de figuur blijkt wel dat de grootste effectiviteit wordt gehaald in de eerste tientallen meters, bredere stroken leveren relatief weinig extra rendement. Stroken van rond de 5 tot 20 m vangen tussen de 60 en 100% van de stikstof weg die zonder bufferstrook in het oppervlaktewater terecht zou komen.



Figuur 11. Effectiviteit van natte bufferstroken, gemeten als procentuele afname van de afspoeling totaal stikstof naar het oppervlaktewater op basis van buitenlandse literatuurdatabasis. Data: Schultz et al. 1995, Pinay & Descamps 1988, Knauer & Mander 1989, Kruijne 1996, Mander et al. 1995, Cooper 1990, Haycock & Burt 1993.

Verwacht wordt dat de effectiviteit van zowel droge als natte bufferstroken onder Nederlandse omstandigheden hoger zal uitvallen dan die gemeten in het buitenland (Stowa, 1998). In de Nederlandse situatie is de hellingshoek van landbouwpercelen veelal geringer dan die waarop de buitenlandse data zijn gebaseerd, waardoor de

verblijftijd van fosfaat en stikstof in de buffer aanzienlijk toeneemt. Indien de nutriënten binnen het bereik van de plantenwortels blijven (geringe diepe uitspoeling) zal een groter deel van de nutriënten kunnen worden opgenomen met als gevolg een lagere afvoer van fosfaat en stikstof naar het oppervlaktewater.

Uit bovenstaande buitenlandse data komt naar voren dat bufferstroken met een breedte van rond de 10 m een groot deel van de af- en uitstroom van fosfaat en stikstof naar het oppervlaktewater kunnen invangen. Droge bufferstroken van 10 m breedte vangen rond de 70% stikstof en 65% fosfaat. Voor natte bufferstroken is een optimale breedte niet af te leiden uit de data. Op basis van de beschikbare data zou kunnen worden gekozen voor stroken tussen de 5 en 20 m. Toepassing van deze buffers zal de bijdrage van de diffuse belasting vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater sterk verminderen.

3.1.3 Zuiveringsmoerassen

Over de effectiviteit van horizontaal doorstromende zuiveringsmoerassen in de Nederlandse situatie is meer bekend dan over die van bufferstroken (zie ook hoofdstuk zuiveringsmoerassen in Van Diepen *et al.*, 2002b). De processen die optreden in zuiveringsmoerassen en die belangrijk zijn voor de verwijdering van nutriënten, omvatten: sedimentatie van zwevend materiaal, opname van nutriënten door micro-organismen, opname van nutriënten door helofyten en/of waterplanten (= definitieve verwijdering indien beheer bestaat uit maaien en afvoeren), mineralisatie van organisch materiaal, diffusie van opgeloste nutriënten in het sediment, fysisch-chemische adsorptie, fysisch-chemische respiratie, nitrificatie en denitrificatie. Naast opname door planten die geoogst worden is denitrificatie het enige proces dat daadwerkelijk tot het verwijderen van nutriënten uit het systeem leidt. Adsorptie van fosfaat aan bodempartikels is een belangrijk fosfaat-verwijderingsproces, echter adsorptie is een omkeerbaar proces en is bovendien onderhevig aan verzadiging. Dit betekent dat in de bodem opgeslagen fosfaat onder daarvoor gunstige omstandigheden (zuurstofloosheid) weer vrij kan komen en dat de opnamecapaciteit van zuiveringsmoerassen voor fosfaat dus eindig is. Bij fosfaat-verzadiging van de bodem treedt er geen verwijdering meer op, wat ertoe leidt dat fosfaat zelfs vrij kan komen. Naast adsorptie-desorptieprocessen, kan fosfaat ook worden neergeslagen door verbindingen aan te gaan met ijzer, aluminium of bodemdeeltjes. Deze processen zijn veel langzamer dan adsorptie-desorptieprocessen en zijn minder onderhevig aan verzadiging. Er zijn enkele voorbeelden bekend van zuiveringsmoerassen die in Nederland door landbouw beïnvloed oppervlaktewater zuiveren. De effectiviteit varieert voor stikstof tussen de 20 en 80% en voor fosfaat tussen de 20 en 90% (Verhoeven & Meuleman 1999, Veeningen 1996, Buskens 1989, Meuleman 1999). Meuleman (1999) heeft een relatie gevonden tussen de hoeveelheid doorstromend water, de nutriëntenvracht en de benodigde oppervlakte zuiveringsmoeras om het uitstromende water minimaal tot op MTR te zuiveren:

Oppervlakte zuiveringsmoeras = $(0,001 \times \text{instromend ongezuiverd} \times \text{HLR}) / \text{MLR}$.

Waarbij HLR maximale doorvoer per jaar in m³/jaar
 MLR maximale vracht in kg/ha.jaar die voor N op 100 is gesteld en
 voor P op 10.

Bij de aanleg van zuiveringsmoerassen dient rekening te worden gehouden met grote oppervlakten aan grond die nodig zijn en hoge kosten die de verwerving van deze grond met zich mee brengt. Zo zal minimaal 70 ha zuiveringsmoeras nodig zijn om water met een concentratie van 2,2 mg/l fosfaat te zuiveren tot op MTR bij een doorvoer van 1000 m³ per dag. In de zomerperiode kan de waterkwantiteit een beperkende factor zijn. Voor zuiveringsmoerassen is onbekend op wat voor termijn de bodem verzadigd raakt met fosfaat en of er nalevering gaat optreden in plaats van zuivering.

3.2 Inrichting en beheer van bufferstroken en zuiveringsmoerassen

Stikstof en fosfaat kunnen uit het systeem verwijderd worden door opname in de vegetatie die vervolgens geoogst en afgevoerd wordt. Daarnaast speelt denitrificatie een belangrijke rol in het verwijderen van stikstof, en kan fosfaat aan gronddeeltjes worden gebonden in gronden die niet fosfaatverzadigd zijn. Hydrologische maatregelen die de verblijftijd van stikstof en fosfaat vergroten, en hiermee de kans dat de nutriënten opgenomen of gebonden worden en denitrificatie optreedt, kunnen positief worden beoordeeld op hun effect op de nutriëntenafname in grond- en oppervlaktewater. De fosfaatvastleggingscapaciteit van een bovengrond of van een waterbodem is niet ongelimiteerd: zodra fosfaatverzadiging optreedt, zal fosfaat niet langer worden gebonden. Denitrificatie kan echter wel altijd doorgaan, zolang een regelmatige aanvoer van goed afbreekbare organische stof verzekerd is. Daarom is denitrificatie vooral van belang in de wortelzone van humusrijke bovengronden met een ondiepe grondwaterstand en wordt deze vrijwel nihil in de diepe ondergrond. Fosfaat wordt vooral in de aërobe bovengrond vastgelegd en nauwelijks in de anaërobe ondergrond, zodat de verblijftijd in het grondwater weinig invloed heeft op de fosforconcentraties in het grondwater.

3.2.1 Bufferstroken

De keuze voor een bepaalde wijze van inrichting of beheer van een buffersrook is afhankelijk van het proces dat nagestreefd wordt (verwijderen N of P, tegengaan uit- of afspoeling). Daarnaast zal de keuze mede gebaseerd moeten worden op de achtergrondbelasting en de totale nutriëntenbalans van het watersysteem, de lokale hydrologie, de mate van fosfaatverzadiging van de bodem en de mogelijkheden ter plaatse gegeven het grondgebruik. Indien fosforverwijdering als uitgangspunt wordt genomen voor de inrichting van een bufferstrook, dan is het gunstig als het water een lange weg door een bodem aflegt die niet fosfaat verzadigd is, de bodem ijzer-, aluminiumoxiden bevat waaraan het fosfaat zich kan binden, of kalkhoudend is,

waardoor een neerslag optreedt en de bodem aëroob is ((grond)waterpeil enkele decimeters beneden maaiveld). Tijdens dit proces krijgt het fosfaat de kans zich te hechten aan bodemdeeltjes. Echter, door oplading van de bodem met fosfaat kan op een gegeven moment de bodem verzadigd raken, waardoor in plaats van fosfaat in te vangen uit het oppervlaktewater de bodem fosfaat gaat leveren. Definitieve verwijdering van fosfaat treedt alleen op door het oogsten van plantenmateriaal.

De inrichting van een bufferstrook voor stikstofverwijdering dient gericht te zijn op afwisseling van aërobe (droge) en anaërobe (natte) omstandigheden. Dit kan worden bereikt door moerasplanten te kiezen die zuurstof vanuit de bladeren naar de wortels transporteren (bijv. riet) op een bodem die een (groot) deel van het jaar met water verzadigd is (waterdiepte 20-30 cm). Het kan ook worden bereikt met een wisselend waterpeil waarbij de bodem periodiek droog komt te liggen (inundatiezones). Ten behoeve van bezinking van gesuspendeerd materiaal en een vergroting van het rendement van stikstofreducerende processen, dient de verblijftijd van het water in de bufferstrook te worden verlengd. Het noodzakelijke beheer van dergelijke stroken is regelmatige verwijdering van de sliblaag (Haycock et al., 1997). De beschikbaarheid van een goede koolstofbron en diepe grondwaterstanden kunnen een beperking vormen voor denitrificatie op zandgronden. Inundatiezones van beken/weteringen kunnen goed functioneren als natte bufferstroken gericht op denitrificatie. Omstandigheden die gunstig zijn voor denitrificatie zijn veelal ongunstig voor de vastlegging van fosfaat.

Voor het beheer van de vegetaties kunnen in algemene zin de volgende beheersrichtlijnen worden aangehouden (CUR, 1994): Moerasvegetaties met niet-houtige gewassen dienen één maal per jaar gemaaid te worden. Voor het optimaal verwijderen van nutriënten zal moeten worden geoogst (maaïen en afvoeren) in september-oktober, voordat de voedingsstoffen naar de ondergrondse plantendelen worden getransporteerd. Kruiden en grassen op vochtige tot natte grond dienen één tot twee maal per jaar gemaaid te worden: op voedselrijke grond twee maal (eind juni en september-oktober) en op matig voedselrijke tot voedselarme gronden één maal (begin september). Houtige gewassen worden met een veel lagere frequentie geoogst, bijv. elzen na 12-15 jaar. Belangrijk bij het maaibeheer is dat de gemaaide vegetatie ook wordt afgevoerd.

Voor droge bufferstroken zouden planten moeten worden geselecteerd op basis van groeisnelheid en een lage wortel/spruitverhouding. Geschikt voor natte bufferstroken zijn moerasplanten zoals riet, lisdodde en biezen.

3.2.2 Zuiveringsmoerassen

De plaatsing en inrichting van nieuw aan te leggen zuiveringsmoerassen is erg belangrijk voor het zuiveringsrendement van het belaste oppervlaktewater. De nutriëntenbelasting en doorstroom bepalen het benodigde netto oppervlak van het zuiveringsmoeras. Andere inrichtingsaspecten waaraan aandacht dient te worden besteed zijn (zie ook hoofdstuk zuiveringsmoeras in Van Diepen *et al.*, 2002b):

- Het realiseren van een lange weg van doorstroming door het zuiveringsmoeras bijv. door inlaat via een verdeelsloot naar een aantal parallel lopende compartimenten, gescheiden door dijkjes. Hierdoor worden kortsluitstromen

voorkomen. Het berekende oppervlak aan zuiveringsmoeras betreft altijd het netto oppervlak, i.e. het totale oppervlak aan compartimenten. Het bruto oppervlak is groter, want deze omvat ook de dijkjes, de verdeelsloot en de verzamelsloot.

- Compartimentering is tevens belangrijk voor het instellen van een regime van fluctuerende waterniveaus, d.w.z. een afwisseling van droogval en inundatie. Deze afwisseling komt de processen nitrificatie en denitrificatie ten goede.
- Het zuiveringsmoeras dient te worden geïsoleerd ten opzichte van het omringende water. Er dient geen kwel op te treden.
- De keuze van de helofyt is belangrijk. Biezen vragen meer onderhoud dan Riet, echter de geldelijke opbrengsten zijn groter (Grontmij, 1991). Riet is toleranter dan Mattenbies en bovendien zijn voor een rietbegroeiing de aanlegkosten lager. Een bijkomend voordeel is dat Riet sneller een dichte vegetatie vormt. Het voorgaande pleit voor Riet in plaats van Mattenbies. Met Liesgras is relatief weinig ervaring opgedaan.
- Waterdiepte: 0,20-0,40 m (Verhoeven & Meuleman, 1999). Andere auteurs adviseren een andere waterdiepte, namelijk 0,30-0,50 m (Grontmij, 1991).
- Met als doel zoveel mogelijk nutriënten met de vegetatie te verwijderen, maar ook de vitaliteit van riet op de lange termijn te garanderen, dienen rietvegetaties gemaaid te worden in de periode september - oktober. Eerder maaien geeft een hogere nutriëntenverwijdering, maar vermindert over het algemeen de vitaliteit van de helofyten. Later maaien geeft een lagere nutriëntenverwijdering, als gevolg van translocatie van voedingsstoffen vanuit de bovengrondse delen naar de wortelstokken (Meuleman, 1999; Verhoeven & Meuleman, 1999).
- De meest geschikte bodem voor een zuiveringsmoeras is klei of zavel.

3.3 Ruimteclaim bufferstroken en zuiveringsmoerassen

3.3.1 Bufferstroken

De mate waarin bufferstroken in een deelstroomgebied de belasting aan fosfaat en stikstof van het oppervlaktewater kunnen verlagen is afhankelijk van het percentage van de watergangen dat van bufferstroken is voorzien, de vracht N en P die de buffer zal moeten verwerken en de hoeveelheid doorstromend water. Voor de drie pilot gebieden is de vracht vanuit de landbouw van N en P naar het oppervlaktewater berekend met het metamodel (Van Diepen *et al.*, 2002a). Deze vrachten zijn bepaald voor een evenwichtssituatie die zal optreden in 2030 en zal liggen tussen 1 tot 6 kg/ha,jaar N en 0.25 tot 2.25 kg/ha,jaar P. Het metamodel is ontwikkeld met als doel de uitspoeling vanuit de landbouw op de lange termijn te bepalen.

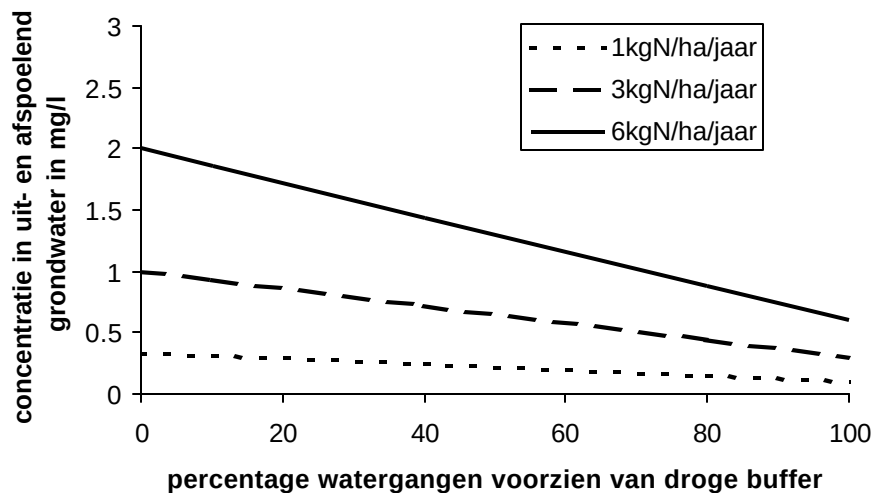
De vrachten zijn door Van Diepen omgerekend naar concentraties om de vrachten te kunnen vergelijken met de waterkwaliteitseisen voor oppervlaktewater. Bij een gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot van 300 mm/jaar geldt voor laaggelegen gronden de volgende omrekening van concentratie naar vracht (Van Diepen *et al.*, 2002a):

Concentratie (mg/l) in afgevoerd grondwater =
(vracht (kg/ha.jaar) * 100) / (Waterafvoer per ha (mm/ha.jaar))

Zo zal bij een vracht van 1 kg/ha.jaar N en een neerslagoverschot van 300 mm/jaar 1 kg N worden afgevoerd in $300 \text{ mm} \times 10^4 \text{ m}^2 = 3 \times 10^3 \text{ m}^3 = 3 \times 10^7 \text{ liter}$ met een N concentratie van het afgevoerde water van 0,3 mg/liter.

Bovenstaande omrekening geldt onder de aanname dat nagenoeg het gehele neerslagoverschot afstroomt naar het oppervlaktewater. Er is dus geen sprake van diepe uitspoeling naar het grondwater. Zodra het uittredende grondwater in het oppervlaktewater uitstroomt, zal een deel van de opgeloste nutriënten zich aan de bodemdeeltjes van de onderwaterbodem binden, zodat de in het oppervlaktewater gemeten concentratie lager is dan die in het uittredende grondwater (Van Diepen *et al.*, 2002b).

Voor de door Van Diepen *et al.* (2002a) berekende range van vrachten is de concentratie in het afgevoerde grondwater bij een neerslagoverschot van 300 mm berekend bij verschillende percentages van watergangen voorzien van bufferstroken met een breedte van 10 m en een effectiviteit van 70% voor invang van N en 65% voor invang van P. In deze berekening is geen rekening gehouden met een verminderde vracht door de aanleg van de bufferstroken zelf die immers niet bemest zullen worden. Hierdoor is de concentratie aan nutriënten in het uitstromende water overschat. Figuur 12 toont de concentratie stikstof in het van landbouwpercelen uit- en afstromende grondwater dat het oppervlaktewater bereikt, onder de aanname dat het gehele neerslagoverschot de buffer passeert.

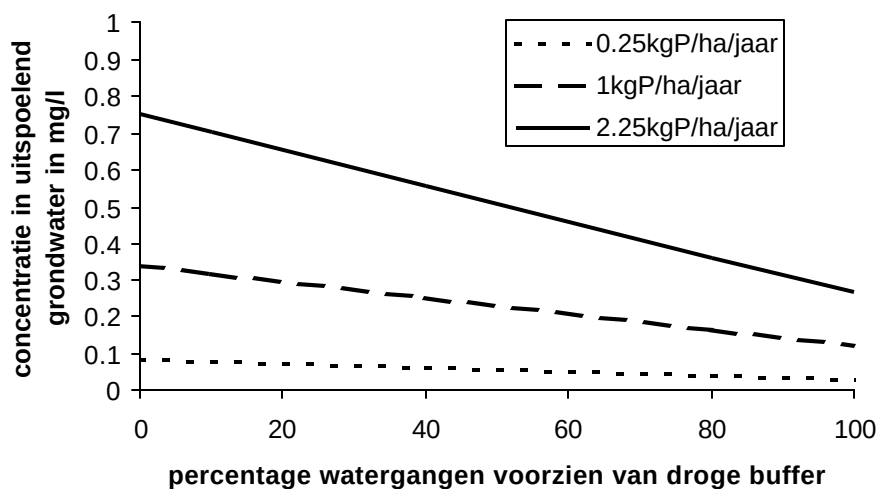


Figuur 12. Concentratie N in uitstromend grondwater (afkomstig van de landbouw) naar het oppervlaktewater in 2030 bij toepassing van een droge bufferstrook op basis van 70% invang in de buffer, waarbij het gehele neerslagoverschot door de buffer stroomt bij vrachten N op landbouwgrond van respectievelijk 1, 3 en 6 kg/ha.jaar N.

Uit figuur 12 blijkt dat voor de berekende range van vrachten de stikstoflast vanuit de landbouw (Van Diepen *et al.* 2002a) omgerekend naar concentratie in het uitstromende grondwater de MTR, die voor eutrofiëring gevoelig stilstaand water gelijk is aan 2.2 mg/l (V&W 1999), niet overstijgt. Wel is de concentratie in het

uitstromende grondwater bij de hogere vrachten groot. Bij de hoogste vracht (6 kg/ha.jaar N) is de concentratie in dit water al gelijk is aan 90% van de MTR. Droge bufferstroken kunnen de concentratie in het af- en uitstromende water aanmerkelijk verlagen. Als ze bij de hoogste vracht worden toegepast in het gehele gebied dan verlagen ze de concentratie in het neerslagoverschot afkomstig vanuit de landbouw tot 40% van de MTR-norm. Bovenstaande berekeningen zijn uitgevoerd onder de aanname dat het gehele neerslagoverschot via de droge buffer in het oppervlaktewater terechtkomt. Indien een belangrijk deel van het neerslagoverschot via diepe uitspoeling het oppervlaktewater bereikt neemt de effectiviteit van de buffer af.

In tegenstelling tot stikstof overstijgt de fosfaatconcentratie in het uit- en afstromende water de MTR-norm die gelijk gesteld is aan 0,15 mg/l voor stilstaande wateren (V&W, 1999) (zie figuur 13). Bij de hoogste vracht uit de door van Diepen berekende range (0,25-2,25 kg/ha.j P) overstijgt de P-concentratie in het uitstromende water 5 maal de MTR-norm. Bufferstroken verlagen de concentratie in het uitstromende water, maar deze zal bij de hoogste vracht nog steeds de MTR overstijgen. Bij deze hoge vrachten zijn dus extra maatregelen noodzakelijk die de vracht terugdringen.



Figuur 13 Concentratie P in uitstromend grondwater vanuit de landbouw in 2030 naar het oppervlaktewater bij toepassing van een droge bufferstrook op basis van 65% invang in de buffer, waarbij het gehele neerslagoverschot door de buffer stroomt bij vrachten op landbouwgrond van respectievelijk 1,25, 1 en 2,25 kg/ha.jaar P.

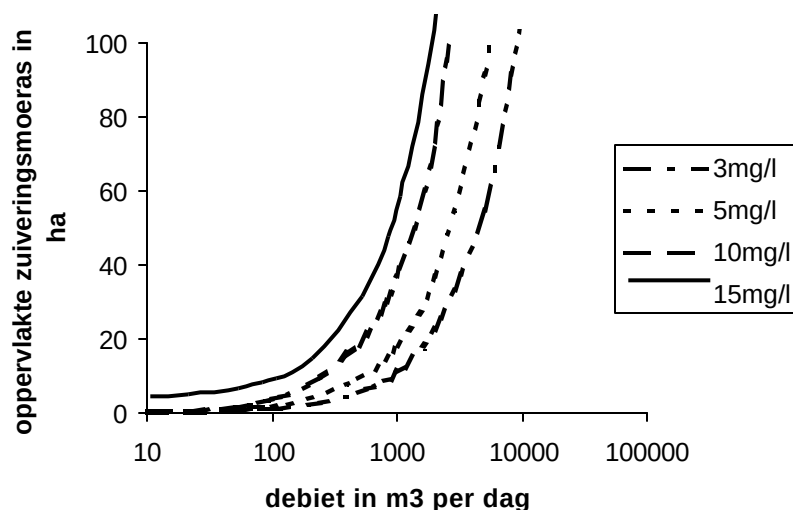
Uit de figuren 13 en 14 blijkt dat droge bufferstroken de uitstroom van fosfaat en stikstof naar het oppervlaktewater behoorlijk beperken, maar dat voor fosfaat extra vracht-beperkende maatregelen noodzakelijk zijn. De in de figuren weergegeven concentratie in het neerslag overschot zijn gebaseerd op vrachten aan N en P voor 2030. De huidige vrachten liggen hoger dan die berekend voor 2030, de stikstofvracht zal rond de 25% hoger liggen, terwijl de fosfaat vracht 10% hoger ligt (pers. med. C. van Diepen). Bij de hogere huidige vrachten mag verwacht worden dat de gehalten in het vanuit de landbouwpercelen uitstromende grondwater hoger zullen zijn dan getoond in de figuren, waardoor ook de concentratie in het

oppervlaktewater hoger zal zijn. Dit wordt onderschreven door gemeten concentraties in het oppervlaktewater die vele malen boven de MTR-norm liggen.

Plas-drasbufferstroken kennen een grotere effectiviteit voor stikstof dan droge bufferstroken omdat naast opname door planten onder anaërobe omstandigheden stikstof door denitrificatie uit de buffer verdwijnt. Op basis van de literatuurdata blijkt de effectiviteit van natte bufferstroken van rond de 10 m te kunnen oplopen tot 60 à 100% en die voor droge tot 70%. Voor natte buffers is de relatie tussen het percentage watergangen voorzien van buffer en de concentratie in het afgevoerde neerslagoverschot niet bepaald. Verwacht wordt dat deze weinig zal afwijken van figuur 12.

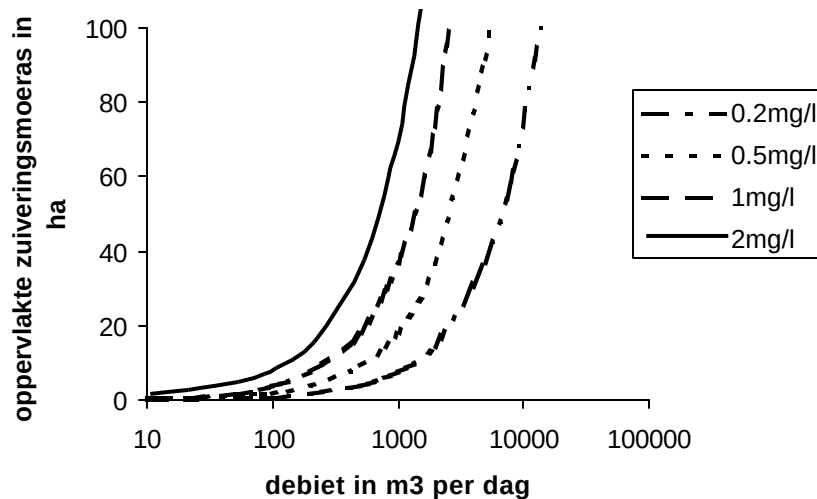
3.3.2 Zuiveringsmoerassen

Voor de door de Waterschappen in de drie pilotgebieden gemeten range van concentraties totaal-fosfaat en -stikstof in het oppervlaktewater en de voor deze gebieden berekende debieten is het benodigde oppervlak zuiveringsmoeras bepaald. De gemeten totaal stikstof concentraties variëren tussen 3 en 15 mg/l, de gehalten aan fosfaat tussen 0.2 en 2 mg/l en de debieten tussen 10 en 10^5 m³ per dag (zie kaart stromingspatronen en debieten op CD-Rom). Figuur 14 toont het benodigde oppervlak zuiveringsmoeras als functie van het gehalte totaal-stikstof in het oppervlaktewater en het debiet. Uit de figuur blijkt dat het oppervlak benodigd zuiveringmoeras sterk toeneemt met zowel de concentratie in het vervuilde water als het debiet. Bij toename van het debiet boven de 10^4 m³ per dag wordt de ruimteclaim voor het zuiveringsmoeras zeer groot.



Figuur 14. Benodigd oppervlak zuiveringsmoeras (ha) om belast oppervlaktewater tot op MTR-norm te zuiveren op basis van formule Meuleman (1999), gegeven een bepaald debiet (logaritmische schaal m³ per dag) voor vier N concentraties in instromend belast oppervlaktewater water (mg/l).

Figuur 15 toont dezelfde berekening voor totaalfosfaat. Ook voor fosfaat geldt dat bij debieten groter dan $1000 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$ zuiveringsmoerassen grote ruimteclaims vergen voor fosfaat variërend van 7 ha voor $0,2 \text{ mg/l}$ tot 70 ha voor $2,0 \text{ mg/l}$. De figuren 15 en 16 laten zien dat zuiveringsmoerassen vooral bij de lagere debieten en concentraties in het oppervlaktewater zinvol zijn toe te passen



Figuur 15. Benodigd oppervlak zuiveringsmoeras (ha) om belast oppervlaktewater tot op MTR-norm te zuiveren op basis van formule Meuleman (1999) gegeven een bepaald debiet (logaritmische schaal in m^3 per dag) voor vier P-concentraties in instromend belast oppervlaktewater (mg/l).

3.4 Lacunes in kennis

Kennis over de onder veldomstandigheden gemeten effectiviteit van bufferstroken is voornamelijk afkomstig van gebieden buiten Nederland, waar hellingshoek van percelen, hydrologische gesteldheid, bodemtype, bodemopbouw en nutriëntenbelasting afwijken van de Nederlandse situatie. In vergelijking met gebieden met een grotere hellingshoek van het maaiveld is in Nederland de bijdrage van de oppervlakkige afspoeling geringer dan die van de ondiepe uitspoeling. Verder zijn in Nederland de belastingen met nutriënten vanuit de landbouw relatief groot en is een groot deel van het landbouwgebied gedraineerd.

Het uiteindelijke effect van bufferstroken is mede afhankelijk van het aandeel van de belasting die interfereert met de biologisch actieve bodem- en strooisellaag van de bufferstrook. Bufferstroken zijn vooral in te zetten voor een afname van de aanvoer via ondiepe waterstromen. Daarnaast kunnen bufferstroken bij slempgevoelige gronden de oppervlakkige afstroming opvangen. Dit is vooral bij akkers van belang in het voor- en naseizoen bij grote hoeveelheden neerslag. De aanvoer via de diepere waterstromen (achtergrondbelasting) is met behulp van bufferstroken niet te reduceren.

De effectiviteit van bufferstroken in de Nederlandse situatie is een hiaat in onze kennis (STOWA, 1998). Op basis van kennis over de werking van bufferstroken in

gebieden buiten Nederland, kan geconcludeerd worden dat de volgende typen bufferstroken kansrijk zijn (STOWA, 1998):

- Droge bufferstroken met een vegetatie die veel voedingsstoffen opneemt, zoals gras of (voeding)gewassen; de bufferstrook is gericht op verwijdering van stikstof en fosfaat via opname door de vegetatie in combinatie met maaibeheer;
- Natte bufferstroken met begroeiingen van helofyten; deze bufferstroken zijn vooral gericht op verwijdering van stikstof;

Vertaald naar de meest voorkomende bodemtypen in Nederland, levert dit de kansrijkdom van bufferstroken op zoals samengevat in tabel 3. Water dat via drainagebuizen wordt afgevoerd komt niet in contact met de biologisch actieve bodem en strooisellaag van de bufferstrook, zodat droge bufferstroken niet effectief zijn bij gedraineerde percelen. Drainagebuizen kunnen wel gecombineerd worden met de inrichting van natte of plas/drasbufferstroken, waarop deze buizen uitmonden.

Tabel 3. Hypothetisch kansrijk geachte typen bufferstroken op verschillende grondsoorten (uit: STOWA, 1998).
veg. = opname door de vegetatie; den. = denitrificatie; ads. = adsorptie

Bodemtype	Zand		Klei		Veen	
	type	proces	type	proces	type	proces
Verwijdering						
P	droog	veg.	droog	veg., ads.	droog	veg.
N	droog, nat	veg., den.	droog, nat	veg., den.	nat	veg., den.

Onduidelijk is in hoeverre de buitenlandse data representatief zijn voor de Nederlandse situatie. Mogelijk zijn bufferstroken onder Nederlandse omstandigheden effectiever vanwege de geringe hellingshoek van percelen en bufferstroken, waardoor een groter deel van het afstromende water door de biologische actieve zone van de bufferstrook stroomt en langer in deze zone verblijft. Een nadere uitwerking van de effectiviteit van bufferstroken voor fosfaat onder voor Nederland geldende hydrologische omstandigheden is opgenomen in bijlage II.

Concluderend kan gesteld worden dat de minimale breedte moeilijk is aan te geven. Vooralsnog kan op grond van de bestaande data wel geconcludeerd worden dat bufferstroken breder dan 10 m weinig extra effectiviteit opleveren (zie figuur 10).

De berekeningen (figuur 13) geven aan dat de fosfaatbelasting door de toepassing van alleen bufferstroken vermoedelijk niet tot op MTR-niveau kan worden teruggebracht. De berekeningen onderschatten de toevoer van fosfaat naar het oppervlaktewater omdat ze niet gecorrigeerd zijn voor de afname in de vracht door de nulbemesting van de buffer zelf, maar ze overschatten de toevoer, omdat er in de berekeningen vanuit wordt gegaan dat al het uitstromende water door de biologisch actieve laag van de bufferstrook gaat.

Zuiveringsmoerassen zijn toepasbaar bij relatief lage debieten. Voor debieten boven de 1000 m³/dag zal de benodigde ruimte voor een effectief zuiveringsmoeras al snel te groot worden. Bovendien zullen deze afvoerhoeveelheden zich in de natte perioden van het jaar voordoen (najaar, voorjaar) waarbij de werking van de filter relatief gering is.

In zijn algemeenheid mag verwacht worden dat bufferstroken beter toepasbaar zijn dan zuiveringsmoerassen om de diffuse belasting van nutriënten vanuit de landbouw op het oppervlaktewater terug te dringen, vooral gezien de ruimteclaim van zuiveringsmoerassen en hun onderhoudsgevoeligheid.

Bufferstroken kunnen bovendien, in sterkere mate dan zuiveringsmoerassen, gecombineerd worden met ecologische functies, bijvoorbeeld de combinatie van plas-drasbuffers en een Ecologische VerbindingsZone, waardoor de kwaliteit van het landschap wordt versterkt.

4 Invloed waterberging op kwetsbare natuurdoelen

Als potentiële waterbergingsgebieden zijn vooral gebieden benedenstrooms aangewezen, waar zich ook veel natuurgebieden bevinden (zie kaarten Waterberging en NDT op CD-Rom). Deze potentiële waterbergingsgebieden zullen een overstromingsrisico hebben van meer dan eens per 20 jaar. Overstroming van natuurgebieden met gebiedsvreemd water kan negatieve effecten op de soortensamenstelling hebben, omdat het overstromende water veelal eutoof zal zijn. Ook waterberging op landbouwgronden kan negatieve effecten hebben op stroomafwaarts gelegen natuurgebieden. Overstroming van de landbouwgronden verlaagt weliswaar de stikstoflast door denitrificatie onder natte (anaërobe) omstandigheden, maar verhoogt de toevoer naar het oppervlaktewater door een grotere afstroming. Daarnaast neemt onder natte omstandigheden de mobiliteit van fosfaat toe, wat leidt tot een hogere belasting van het oppervlaktewater. Gegeven de fosfaatverzaadiging van veel landbouwgronden in Noord-Brabant zal waterberging op landbouwgronden voor stroomafwaarts gelegen natuur leiden tot een hogere belasting met fosfaat en in mindere mate stikstof door de uitspoeling en afstroming van deze nutriënten naar het oppervlaktewater.

Wat betreft de gevoeligheid voor overstroming kunnen de in de beekdalen voorkomende korte vegetaties worden geordend naar hun productiviteit¹:

(1) laagproductieve vegetaties (productie < 3 ton droge stof/ha)

Het gaat hierbij onder meer om *blauwgraslanden* en *kleine zeggenvegetaties*

(2) matig productieve vegetaties (productie ca 3-6 ton droge stof/ha)

Het gaat hierbij onder meer om *dotterbloemhooilanden*, *grote-zeggenmoerassen* en bloemrijke *natte ruigten* met *Moerasspirea* en *Wederik*

(3) zeer productieve vegetaties (productie > 6 ton droge stof/ha)

Het gaat hierbij onder meer om *rietmoeras*, *moeras* en soortenarme *natte ruigte* met *Liesgras* en *Harig wilgenroosje*.

De laagproductieve blauwgraslanden en kleine zeggenvegetaties komen van nature vooral voor op niet of slechts zelden overstroomde delen van het beekdal; de matig productieve dotterbloemhooilanden en grote-zeggenmoerassen komen van nature vooral voor op regelmatig overstroomde plekken, terwijl de rietmoerassen en moerassen van nature voorkomen op plekken die langdurig onder water staan.

De laatste tientallen jaren vindt overstroming van beekdalgraslanden nauwelijks nog plaats. Deels is dit een gevolg van beekregulatie en vergroting van de afvoercapaciteit. Daarnaast hebben de beheerders van natuurterreinen ook maatregelen genomen om de overstroming met voedselrijk oppervlaktewater tegen te gaan. Een voorbeeld

¹ Ordening op basis van Runhaar 1989 en Wamelink en Runhaar 2000.

vormt het gebied de Smalbroeken (Kampina), waar een dijk is aangelegd om overstroming van het Winkelsven te voorkomen en waarin overstroming van de Smalbroeken wordt tegengegaan door bij hoge waterstanden water af te voeren via de Bijloop.

Zowel de duur en frequentie van overstroming als de kwaliteit van het overstromende water bepaalt de mate waarin overstroming natuurgebieden kan bedreigen. Uit een door Sival e.a. (2002 in prep.) uitgevoerde literatuurstudie blijkt dat er weinig informatie is over de relatie tussen overstromingsduur, waterkwaliteit, en productiviteit en soortensamenstelling van de vegetatie. Het is zelfs niet duidelijk of de waterkwaliteit de meest bepalende factor is. Hoewel diverse onderzoekers aangeven dat op met beekwater overstroomde plekken eutrofiëring optreedt, waarbij Liesgras en Brandnetel toenemen, is volgens Olde Ventereink (2000), die onderzoek deed naar beekdalgraslanden langs de Dommel, de hoeveelheid nutriënten die via oppervlaktewater als opgeloste stof wordt aangevoerd beperkt in vergelijking met andere nutriëntenbronnen. Een mogelijke verklaring voor deze discrepantie is dat niet zozeer de in het water opgeloste stoffen, maar vooral de met slib aangevoerde nutriënten eutrofiërend werken.

Vanwege deze onzekerheid is het niet mogelijk om precies aan te geven wat de effecten van waterberging met de huidige waterkwaliteit zullen zijn. Op basis van de huidige kennis kunnen met enig voorbehoud de volgende conclusies worden getrokken:

- Voor de laagproductieve vegetaties, die vroeger al beperkt waren tot de niet of weinig overstroomde plekken, kan veilig worden aangenomen dat overstroming bij de huidige waterkwaliteit zal leiden tot het verdwijnen van deze vegetaties.
- Bij de huidige waterkwaliteit, die vaak ver boven de MTR-waarden ligt, zullen ook matig productieve vegetaties naar verwachting niet te handhaven of te ontwikkelen zijn bij overstroming. Dit is onder meer gebaseerd op waarnemingen van de huidige vegetatieontwikkeling op overstroomde plekken.
- Onduidelijk is of deze vegetaties wel te handhaven of te ontwikkelen zijn bij nutriëntengehalten die rond de MTR-norm liggen (2,2 mg N/l en 0,15 mg P/l). Blokland en Kleijberg (1997) noemen voor matig productieve vegetaties nutriëntenconcentraties *in de wortelzone* van 1-2 mg N per liter en 0,04 tot 0,10 mg P per liter. Deze gehalten kunnen echter niet direct worden omgezet naar kritische concentraties in het oppervlaktewater, omdat dat mede afhangt van de duur van overstroming en de hoeveelheid en de kwaliteit van het afgezette slib. Enerzijds is het verschil tussen de MTR-normen en de door Blokland en Kleijberg genoemde waarden gering, wat aanleiding kan zijn voor een optimistische inschatting (matig productieve vegetaties zijn te realiseren bij overstroming met water dat voldoet aan de MTR-norm), anderzijds liggen de MTR-normen ver boven de waarden die Verdonschot (2000) noemt voor natuurlijke laaglandbeken ($P < 0,04$ mg/l) en riviertjes ($P < 0,10$ mg/l). hetgeen aanleiding kan zijn voor een pessimistische inschatting (matig productieve vegetaties zijn alleen te realiseren bij overstroming met water dat schoner is dan de MTR-norm).

De meest recente informatie over de hydrologische randvoorwaarden is te vinden in de database 'Hydrologische randvoorwaarden Natuur' (Runhaar *et.al.*, 2002) (<http://www.synbiosys.alterra.nl/waternood>). In Runhaar *et. al.* (2002) wordt de kwalitatieve gevoeligheid van vegetaties voor overstroming gegeven. Op basis van deze informatie is door van der Molen (2002) voor een groot aantal in de Provincie Noord-Brabant voorkomende vegetaties de kwalitatieve gevoeligheid voor overstroming bepaald.

5 **Invloed van stressfactoren op natuurdoelen**

Deze studie had tot doel de invloed van stressfactoren in ondiep grond- en oppervlaktewater op natuurdoelen in kaart te brengen en inzichtelijk te maken waar maatregelen deze invloed kunnen verkleinen. Tijdens deze studie is gebleken dat een kwantitatieve bepaling van het effect van de stressfactoren op de natuurdoelen niet direct uitvoerbaar is vanwege het ontbreken van kwantitatieve relaties tussen deze stressfactoren en de kans op voorkomen van vegetaties, aquatische natuurdoelen en fauna doelsoorten. In de toegepaste methode is dit doel verschoven naar het schatten van effecten van maatregelen op het verbeteren van de waterkwaliteit waarvoor wettelijke normen zijn vastgesteld (zie tabel 4). Onduidelijk echter is de relatie tussen deze grenswaarden en de kans op voorkomen van natuurdoeltypen. De voedselrijkdom heeft een grote invloed op de vegetatiesamenstelling, terwijl zware metalen en bestrijdingsmiddelen vooral dierlijke organismen beïnvloeden. Over het algemeen is de kennis over de effecten van nutriënten, zware metalen en bestrijdingsmiddelen op vegetaties en diersoorten onvoldoende voor het afleiden van abiotische “randvoorwaarden”, dat wil zeggen scherpe grenzen waaronder het voorkomen van deze natuurdoeltypen gewaarborgd is.

Grenswaarden (MTR, VR) voor zware metalen en bestrijdingsmiddelen zijn afgeleid uit toxiciteitgegevens van laboratoriumsoorten. Deze toetsorganismen zijn voornamelijk lagere organismen, die onder laboratoriumomstandigheden eenvoudig te houden en te kweken zijn. Veelal zijn dit lagere organismen met een korte levensduur. De toetsorganismen zijn hierdoor niet representatief voor de soorten waarop het natuurbeleid is gericht. Doelsoorten zijn veelal hogere organismen met een lange levensduur. Met doelsoorten zelf worden, vanwege hun beschermde status, geen toxiciteitstoetsen uitgevoerd. Daarnaast geven de onder laboratoriumomstandigheden bepaalde toxiciteitgegevens inzicht in de gevoeligheid van individuen van een soort. Hieruit is niet eenduidig af te leiden wat dit betekent voor de kans op voorkomen, c.q. de levensvatbaarheid van populaties van de soort, omdat het effect op populatieniveau in grote mate afhankelijk is van de ecologie van de soort in kwestie. Zo geldt voor soorten met een territoriale levenswijze, waar alleen de territoriumbezitters reproduceren, dat een hoge sterfte van individuen pas tot een duidelijk zichtbare afname in de dichtheid leidt als de sterfte zo hoog is dat zij niet langer wordt gecompenseerd door de reproductie van territoriumbezitters (Klok & de Roos 1998). Ook is onduidelijk in hoeverre op laboratoriumonderzoek gebaseerde grenswaarden, waarbij organismen gehouden worden onder optimale voedselomstandigheden en slechts gedurende een korte periode aan hoge concentraties van de te onderzoeken stoffen worden blootgesteld, extrapoleerbaar zijn naar de ecologische veldsituatie. Resultaten van laboratoriumonderzoek laten zich niet eenvoudig vertalen naar de veldsituatie, waar toxische stoffen meestal in lage concentraties aanwezig zijn, organismen hun gehele levensduur worden blootgesteld aan stoffen en andere stressfactoren van sterke invloed zijn op de populatiedynamica van soorten (Klok et al. 2002).

Tabel 4. Grenswaarden van nutriënten, zware metalen en enkele bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater en bodem

Stressfactor	Zoetwater		Bodem		Referentie
	MTR	VR	MTR	VR	
N	2,2 mg/l				V&W, 1999
P	0,15 mg/l				„
Cd	0,42 mg/l	0,083 mg/l	1,6mg/kg	0,81 mg/kg	Crommentuijn et al 1997a
Cu	1,5 mg/l	0,45 mg/l	40mg/kg	36 mg/kg	„
Pb	11 mg/l	0,26 mg/l	140mg/kg	86 mg/kg	„
Zn	9,4 mg/l	2,9 mg/l	160mg/kg	140 mg/kg	„
Metazachlor	34 µg/l	340 ng/l	260 µg/kg	2600 ng/kg	Crommentuijn et al. 1997b
Zineb	1 µg/l	10 ng/l	1300 µg/kg	130000 ng/kg	

MTR-maximal toelaatbaar risico, VR-verwaarloosbaar risico

5.1 Vegetaties

Voor de terrestrische vegetatie is relatief goed bekend wat de eisen zijn die gesteld worden aan zuurgraad en vochttoestand. In de database ‘Abiotische Randvoorwaarden voor Natuurdoeltypen’ (Wamelink en Runhaar, 2000) en de Waternood-applicatie ‘Hydrologische Randvoorwaarden Natuur’ (Runhaar e.a. 2002 in prep.) is deze informatie systematisch per vegetatietype samengevat. Op basis van de samenstellende vegetatietypen kan worden nagegaan wat de eisen zijn per natuurdoeltype.

Waar het gaat om de voedselrijkdom is veel minder duidelijk aan welke voorwaarden moet worden voldaan om de doeltypen te kunnen realiseren. Weliswaar is de voedselrijkdom zeer bepalend voor de vegetatiesamenstelling, maar de relatie tussen het aanbod aan nutriënten en de productiviteit en soortensamenstelling is zo complex dat een kwantificering van de relatie op dit moment niet goed mogelijk is. Complicerende factoren zijn:

- de productiviteit, die zowel van de beschikbaarheid van N, als P, als K kan afhangen, afhankelijk van de vraag welk nutriënt op welk moment beperkend is;
- de plantenbeschikbaarheid, die niet altijd goed te bepalen is (welke P-fractie is voor natuurlijke plantengroei bijvoorbeeld het meest relevant?);
- de hoeveelheden, die in natuurlijke systemen vaak zeer klein zijn en in de tijd sterk kunnen fluctueren; de concentraties in het bodemvocht zeggen dus vrijwel niets over de totale fluxen.

In de bovengenoemde databases is wel informatie opgenomen over de voedselrijkdomklasse waartoe een vegetatie behoort (figuur 16). Dat gebeurt in vier klassen, lopend van laagproductieve vegetaties kenmerkend voor voedselarme standplaatsen, tot hoogproductieve vegetaties kenmerkend voor standplaatsen zonder nutriëntenbeperking. De inperking tot vier klassen is bewust gebeurd omdat er zeer weinig basisinformatie is over de relaties tussen het voorkomen van

vegetatietypen/soorten en de voedselrijkdom van de standplaats. De indeling is grotendeels gebaseerd op deskundigenschattingen.

The screenshot shows the 'Waternood - [Natuurdoeltypen 2002]' application window. The left sidebar contains navigation options: 'Plantengemeenschappen', 'Natuurdoeltypen 2002', 'Eigen natuurdoeltypen', 'Grondwater-karakteristieken bodentypen', 'Natuurdoeltypen samenstellen', and 'Achtergrondinformatie'. The main area displays a table for 'Natuurdoeltype 3.30 - Dotterbloemgrasland van beekdalen'. This table lists plant communities (16Ab1, 16Ab4, 16Ab6) and their 'weegwaarde' (2). Below this is a detailed table with columns for 'Zuurgraad', 'Voedselrijkdom', 'Zoutgehalte', 'Herkomst water', and 'Overstromingstolerantie'. The 'Voedselrijkdom' section is further divided into 'Kwalitatief' and 'Kwantitatief' categories. The 'Kwantitatief' table shows nutrient levels for 'voedselarm', 'matig voeds...', 'voedselrijk', and 'zeer voeds...' across the same plant communities. A 'Randvoorwaarden natuurdoeltype' row is also present. On the right, there are controls for 'Omgrenzing' (Buitengrenzen, Gemiddelden) and a 'Herbereken' button.

code	plantengemeenschap	weegwaarde
16Ab1	Crepido-Juncetum acutiflori	2
16Ab4	Ranunculo-Senecionetum aquatici	2
16Ab6	Angelico-Cirsietum oleracei	2

		Zuurgraad	Voedselrijkdom	Zoutgehalte	Herkomst water	Overstromingstolerantie
Kwalitatief	code	plantengemeenschap	voedselarm	matig voeds...	voedselrijk	zeer voeds...
	16Ab1	Crepido-Juncetum acutiflori				
	16Ab4	Ranunculo-Senecionetum aquatici				
	16Ab6	Angelico-Cirsietum oleracei				
		Randvoorwaarden natuurdoeltype				
Kwantitatief						

Figuur 16. Informatie over de relatie met voedselrijkdom zoals opgenomen in de Waternood-applicatie 'Hydrologische randvoorwaarden natuur'.

Daarnaast is er gebruik gemaakt van het geringe aantal beschikbare gegevens over de relatie met drogestof productie en N-mineralisatie. Hoewel lastig te meten, zeggen deze variabelen nog het meeste over de mate waarin de plantengroei door nutriëntenbeschikbaarheid wordt beperkt: vanwege bovengenoemde problemen bestaat er in praktijksituaties nauwelijks een verband tussen de soortensamenstelling van de vegetatie en de concentraties aan stoffen in bodem en grondwater.

Door Blokland en Kleijberg (1997) is wel een relatie aangegeven met NO₃- en PO₄-gehalten in het grond- en oppervlaktewater (tabel 5), maar deze relaties zijn slechts indicatief en gelden eigenlijk alleen voor aquatische systemen. In terrestrische systemen is de hoeveelheid nutriënten in bodemoplossing geen goede maat voor de beschikbaarheid. Bij stikstof bijvoorbeeld wordt het merendeel van het door mineralisatie van organisch materiaal vrijkomende stikstof direct door de planten opgenomen, zodat de hoeveelheid stikstof in het bodemvocht weinig zegt over de totale hoeveelheid die aan de plantengroei ter beschikking staat.

Tabel 5. Beschrijving van de voedselrijkdomklassen in termen van productiviteit, Ellenberg indicatiewaarden, N-mineralisatie en nutriëntenconcentraties en -verhoudingen. Uit: Blokland en Kleijberg 1997.

	In grond- en oppervlaktewater		In bodem				
	NO3 (mg/l)	PO4 (mg P/l)	C/N	C/P	N-min	N-Ell. (soortsind.)	Productie (ton ds/ha)
Voedselarm	< 1	< 0.04	> 35	> 750	< 60	1-4	< 4
Matig voedselrijk	1-2	0.04-0.10	20-35	300-700	60-180	5-6	4-8
Voedselrijk	2-3	0.10-0.14	<20	<300	> 180	7-8	>8
Zeer voedselrijk	>3	>0.14	<<20	<< 300	>> 180	9	>>8

Om de effecten van nutriëntentoevoer op terrestrische vegetaties te kunnen voorspellen is (1) meer kennis nodig over de kwantitatieve relatie tussen productiviteit en soortensamenstelling, en (2) inzicht in de relatie tussen nutriëntenaanvoer en productiviteit. Voor dat laatste zou in principe gebruik kunnen worden gemaakt van de gekoppelde modellen SMART-SUMO, die ook in de Natuurplanner worden toegepast. Het voorspellende vermogen van deze modelcombinatie is echter nog niet groot genoeg, onder meer omdat alleen rekening wordt gehouden met beperking door stikstof. Dat beperkt de mogelijkheid voor toepassing in grondwaterafhankelijke systemen, omdat die vaak door fosfaat worden gelimiteerd (Kemmers e.a.2001).

5.2 Aquatische doelsoorten

De ecologische toestand van kleine, regionale wateren wordt door een veelheid aan factoren bepaald. Het betreft hydrologische en morfologische factoren, chemie (voedingsstoffen, toxische stoffen, macro-ionen, zuurstof), biotische interacties en inrichting en beheer. In deze paragraaf zal de huidige kennis met betrekking tot voedingsstoffen, bestrijdingsmiddelen en zware metalen als randvoorwaarden voor aquatische natuurdoeltypen worden besproken.

Voedingsstoffen

Voor voedingsstoffen zijn landelijk normen afgeleid, in de huidige situatie MTR geheten (zie tabel 4). De norm voor fosfor (zomergemiddelde fosforconcentratie) is ooit afgeleid voor grote, eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren, maar werd vervolgens zonder enige wetenschappelijke onderbouwing als jaargemiddelde norm voor alle wateren gehanteerd. Ook de norm voor stikstof werd van toepassing verklaard op alle wateren.

Uit monitoringgegevens blijkt dat de relatie tussen de ecologische kwaliteit en de gehalten aan nutriënten in verschillende typen regionale wateren niet eenduidig is en dat grote bandbreedten voorkomen.

In de afgelopen jaren is voor een aantal watertypen gezocht naar 'kentallen' of 'omslagwaarden' voor nutriënten waarbij het watertype in een gewenste ecologische toestand is te brengen en kan blijven (Van Liere en Jonkers, 2002). Met betrekking tot regionale wateren gaat het om vennen, sloten en beken (resp. Arts e.a., 2002; Arts & Wortelboer, 2002; Verdonschot e.a., 2002). Deze kengetallen geven de grenswaarde voor nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater aan waarbij een verstoord ecosysteem zich weer kan herstellen. Om te kunnen herstellen moeten de nutriëntenconcentraties limiterend zijn voor 'vervuilingindicerende' soorten zoals kroos en algen zodat deze in aantal en biomassa beperkt blijven en andere soorten een kans krijgen zich uit te breiden. Het blijkt dat de betreffende kengetallen laag tot zeer laag zijn (zie tabel 6). Uit veldonderzoek blijkt dat in een aantal gevallen ook bij hogere concentraties aan nutriënten een bepaalde (gewenste) ecologische toestand mogelijk is. In deze gevallen zijn andere factoren naast nutriënten mede bepalend voor de ecologische kwaliteit. In gevallen van een hoger ingeschatte normwaarde dient een toets op afwenteling naar benedenstrooms aanwezige wateren plaats te vinden (Van Liere en Jonkers, 2002).

Tabel 6: Kengetallen, gebaseerd op empirisch onderzoek waarbij een verandering optreedt van de geeutrofiëerde toestand van een watertype naar de heldere, gewenste ecologische toestand (Uit: Van Liere & Jonkers, 2002).

Water (type)	Ecologisch doel	Nutriënt	Kental Waarde c.q. Bandbreedte (gemiddelde)*	Eenheid
Beken ¹	10 percentiel van set 10 percentielen van 'natuurlijke' en 'bijna natuurlijke' beken	Fosfor	0,022	mg P l ⁻¹
		Stikstof	0,28	mg N l ⁻¹
		Ammonium	0,02	mg N l ⁻¹
Sloten	< 50% kroosbedekking	Fosfor	1,8 – 10,2 (4,7)	g P m ⁻² jaar ⁻¹ (wateroppervlak)
		Stikstof	12 – 44 (22)	g N m ⁻² jaar ⁻¹ (wateroppervlak)
		Fosfor	0,23 – 2,3 (0,42)	mg P l ⁻¹ (in uitspoelend grondwater)
		Stikstof	1,8 – 10,4 (2,7)	mg N l ⁻¹ (in uitsp. grondwater)
		Fosfor	0,19 – 0,42 (0,23)	mg P l ⁻¹ (zomergemiddelde)
		Stikstof	1,3 – 3,3 (1,4)	mg N l ⁻¹ (zomergemiddelde)
	Omslag naar ondergedoken waterplanten ²	Fosfor	1,35-2,34	g P m ⁻² wateroppervlak.jaar ⁻¹
Vennen	Voorkoming verzuring	Stikstof	5 – 10	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atmosferische depositie)
	Verruiging oevers	Stikstof	14	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atmosferische depositie)
	Voorkomen eutrofiëring	Stikstof	20	kg ha ⁻¹ j ⁻¹ (in atmosferische depositie)

¹: In zeven datasets van 'natuurlijke' of 'bijna natuurlijke' beken zijn de fosfor en stikstof concentraties geëvalueerd. Het 10 percentiel van de 10 percentielen van de individuele datasets geeft een waarde voor de nutriëntenconcentratie in een 'zeer natuurlijke toestand'.

²: Bij lage N-belasting.

* Gemiddelden tussen haken

Bestrijdingsmiddelen en zware metalen

In de huidige situatie worden in het beleid de risico's voor ecosystemen gebaseerd op de effecten op individuele soorten die zijn getest in het laboratorium. Afhankelijk van de hoeveelheid aan beschikbare gegevens wordt via een extrapolatiemethode of via veiligheidsfactoren een risiconiveau bepaald (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). De MTR-normen en streefwaarden worden in beginsel gebaseerd op de wetenschappelijke risiconiveaus voor ecosystemen (MTR resp. VR). Er vindt afstemming plaats met andere beleidskaders, bijv. het bestrijdingsmiddelenbeleid. Over de relatie tussen MTR-waarden en streefwaarden enerzijds en het kans op voorkomen van aquatische natuurdoeltypen en doelsoorten anderzijds is nog zeer weinig bekend. Daarom zijn voor toxische stoffen in relatie tot het voorkomen van aquatische natuurdoelen in regionale wateren (beken, sloten, vennen) tot op heden geen randvoorwaarden opgenomen (Verdonschot, 2000; Nijboer, 2000). De toxiciteit (bestrijdingsmiddelen) is globaal en in kwalitatieve zin opgenomen in het STOWA-

beoordelingssysteem voor sloten (STOWA, 1993a;b). Er is echter veel meer kennis beschikbaar met betrekking tot de effecten van bestrijdingsmiddelen dan verwerkt in dit STOWA-beoordelingssysteem voor sloten.

Kennis met betrekking tot de effecten van toxische stoffen op het niveau van levensgemeenschappen en ecosystemen heeft vooral betrekking op de effecten van herbiciden en insecticiden onderzocht in modelecosystemen (Lahr e.a., 1998; Van Wijngaarden e.a., 1998). Op basis van studies in realistische modelecosystemen naar de effecten van bestrijdingsmiddelen kan een drempelwaarde voor ecosystemen worden bepaald. Via een veiligheidsfactor van 10 kan op basis van deze drempelwaarde het risiconiveau op het niveau van het ecosysteem worden bepaald.

5.2.1 Natuurdoelen in beschermde beken

Voor de in de drie pilot deelstroomgebieden gelegen beken met een natuurfunctie zijn de grenswaarden voor nutriënten beschreven in het rapport Streefbeeld voor beken en krekens in Noord-Brabant (Buskens & de Wilde, 2001). Buskens en de Wilde (2001) onderscheiden twee kwaliteitsklassen; goed en zeer goed (zie tabel 7). Indien de waterkwaliteit voldoet aan de normering goed wordt verondersteld dat 50% van de karakteristieke soorten van deze beken zich kunnen handhaven. Bij de kwalificatie zeer goed voldoet de waterkwaliteit aan de waarden zoals gegeven in het aquatisch supplement (Verdonschot, 2000), of aan de voor de kritische doelsoorten van deze beken gestelde ranges (Buskens & de Wilde, 2001). Vergeleken met de in tabel 6 gegeven kengetallen voor fosfaat in beken (0,022 mg/l) zijn de grenswaarden in tabel 7 relatief hoog (0,02-0,15mg/l), dit geldt echter niet voor de stikstofconcentraties. Terwijl in tabel 6 de gemeten nutriëntconcentraties worden gegeven waaronder het ecosysteem zich na een verstoring herstelt, geeft tabel 7 nutriëntconcentraties waarbij het ecosysteem zich handhaaft. Om van een verstoorde toestand in een evenwichtige te geraken moet de nutriëntconcentratie veel lager zijn dan die gemeten in een ongestoord systeem. Blijkbaar is m.n. fosfaat een beperkende factor voor beeksystemen om van een verstoorde toestand in een evenwichtige te geraken.

Tabel 7. Grenswaarden nutriënten voor het instandhouden van de natuurwaarden in de Pilot deelstroomgebieden voorkomende beken Buskens & de Wilde (2001).

Beek type		Goed	Zeep goed
Langzaam stromende middenloop	N-NO ₃ ⁻	-	<0,33 mg/l
	Ortho-P	0,06 mg/l	0,05 mg/l
Zure bovenloop	N-NO ₃ ⁻	0,15 mg/l	-
	Ortho-P	0,15 mg/l*	0,01 mg/l
Moeraslandbeek	N-NO ₃ ⁻	-	<0,35 mg/l
	Ortho-P	<0,15 mg/l*	-
Langzaam stromende bovenloop	N-NO ₃ ⁻	-	<0,35 mg/l
	Ortho-P	<0,15 mg/l*	0,02 mg/l
Langzaam stromende benedenloop	N-NO ₃ ⁻	-	<0,35
	Ortho-P	<0,15 mg/l*	0,06 mg/l

* totaalP

5.3 Terrestrische fauna doelsoorten

De kans op voorkomen van fauna doelsoorten wordt veelal bepaald aan de hand van het voorkomen van het geschikte habitatype en de ruimtelijke aspecten, zoals de mate waarin het habitat aaneengesloten is (RIVM IKC IBN-DLO, 1997). De invloed van nutriënten op fauna doelsoorten loopt vooral indirect via de invloed van deze stoffen op de vegetatie. Een tot dusver onderbelicht onderdeel van de kansrijkdom van fauna doelsoorten betreft aspecten van verontreiniging. De mate waarin verontreiniging beperkend is voor het voorkomen van fauna doelsoorten is moeilijk te bepalen. Slechts voor een beperkt aantal doelsoorten zijn ecotoxicologische data voorhanden. Dit zijn vooral gehalten gemeten in de weefsels ontleend aan dood gevonden individuen waarbij geen directe relatie kan worden gelegd tussen de gehalten en de doodsoorzaak (Klok *et al.*, 1998). Ook is er geen relatie te leggen tussen de gemeten gehalten en aanwezige bodemverontreiniging als niet duidelijk is of de bemonsterde individuen de belasting hebben opgelopen in het verontreinigde gebied of in andere gebieden (zie bijv. Boudewijn *et al.*, 2002).

Ecotoxicologische grenswaarden geven geen inzicht in de risico's voor doelsoorten omdat zij zijn gebaseerd op gemeten effecten aan toetsorganismen.

In aanvulling op de gebrekkige kennis over de invloed van vervuilende stoffen op doelsoorten is in het kader van een SKB studie de kwetsbaarheid van doelsoorten voor vervuilende stoffen bepaald (Klok *et al.* 2002, Faber *et al.* in prep.). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen ecologische kwetsbaarheid en toxicologische gevoeligheid.

ECOLOGISCHE KWETSBAARHEID is de mate waarin populaties van soorten onder veldomstandigheden effect ondervinden van verontreiniging, als gevolg van hun soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

'Kwetsbaarheid' dient in dit kader te worden onderscheiden van 'gevoeligheid', dat hier een engere, meer toxicologische betekenis heeft. Gevoeligheid vormt een onderdeel van kwetsbaarheid. Voor toxicologische gevoeligheid wordt de volgende definitie gehanteerd:

TOXICOLOGISCHE GEVOELIGHEID is de mate waarin individuen van soorten onder laboratorium omstandigheden effect ondervinden van contaminanten, meestal uitgedrukt als een concentratie voor een effectdrempel of een andere maat voor toxiciteit.

Een soort kan toxicologisch ongevoelig zijn maar ecologisch zeer kwetsbaar voor een bepaalde toxische stof. Zo zal een planteneter geen toxicologische effecten ondervinden van een fotosynthese remmende stof en dus toxicologisch niet gevoelig zijn, echter omdat zijn voedselbron door de fotosynthese remmer is aangetast kan de herbivoor wel plaatselijk uitsterven als gevolg van voedselschaarste, hij is dus ecologisch wel kwetsbaar voor de stof.

De kwetsbaarheid wordt bepaald op basis van een groot aantal soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, populatie-ecologische en ecotoxicologische kenmerken. De kenmerken zijn ondergebracht in vier hoofdcategorieën, te weten:

- *Uitwendige blootstelling.* Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die de beschikbaarheid en opname van de stof door het organisme beïnvloeden.

- *Inwendige blootstelling.* Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, processen en mechanismen die van invloed zijn op het interne gehalte, de activiteit en verdeling van de stof binnen het organisme.
- *Effecten op individu-niveau.* Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die van belang zijn voor de toxicologische gevoeligheid van het individuele organisme voor de stof.
- *Effecten op populatie-niveau.* Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, die bepalend zijn voor het functioneren van de populatie in relatie tot de stof.

Deze indeling sluit aan bij het traject waarin blootstelling aan een toxische stof uiteindelijk kan leiden tot een effect op de populatie.

Tabel 8 toont een aantal karakteristieke fauna doelsoorten van de in de drie pilotgebieden voorkomende natuurdoeltypen.

Voor deze soorten is een kwetsbaarheidanalyse uitgevoerd voor de stoffen cadmium, koper en zink (Klok *et al.*, 2002). De resultaten (zie tabel 9) van de kwetsbaarheidanalyse laten zien dat voor cadmium de waterspitsmuis kwetsbaarder is dan de grutto, d.w.z. bij de aanwezigheid van cadmium de kans op voorkomen van levensvatbare populaties van de waterspitsmuis kleiner is dan voor de grutto. De kwetsbaarheidanalyse rangschikt soorten naar hun gevoeligheid voor stoffen, zij doet, vanwege het ontbreken van gegevens over de toxicologische gevoeligheid van doelsoorten, geen uitspraak over de gehalten waarbij de levensvatbaarheid van populaties van doelsoorten bedreigd wordt.

Tabel 9 geeft de rangorde in kwetsbaarheid van de doelsoorten uit tabel 8 voor cadmium, koper en zink.

Tabel 8. Enkele in de drie pilot gebieden voorkomende natuurdoeltypen met karakteristieke fauna doelsoorten

NDT	Hoogveen	Nagenoeg natuurlijk zand en beekdallandschap	Begeleid-natuurlijk beekdallandschap	Begeleid-natuurlijk beekdallandschap	Snelstromende bovenloop	Zwakstromende bovenloop	Langzaamstromende bovenloop	Dotterbloemgrasland en beekdalen	Weidevogelgrasland	Bloemrijk grasland
Code NDT (Bal et al., 1995) doelsoort	1.1	1.2	1.3	2.3	3.3	3.6	3.7	3.30	3.32	3.37
Boommarter		x		x						
Das		x		x				x	x	x
Franjestaart		x		x	x	x	x			
Waterspitsmuis		x	x	x	x	x	x			x
Buizerd		x	x	x				x	x	x
Grutto	x	x		x				x	x	
Kerkuil		x		x				x	x	x

Tabel 9. Rangorde in kwetsbaarheid van enige doelsoorten (Klok et al., 2002)

Doelsoort	Rangorde Cadmium	Rangorde Koper en Zink
Waterspitsmuis	1	1
Kerkuil	2	3
Franjestaart	3	4
Boommarter	4	2
Das	5	6
Grutto	6	5

6 Conclusie en evaluatie methode

Als werkwijze is gekozen voor een quick-scan berustend op kaartbeelden die kwalitatief zijn beoordeeld door deskundigen. Uit de studie is gebleken dat de slagingskans van deze aanpak sterk afhankelijk is van de kwaliteit van de beschikbare data en kennis. De ontwikkelde methode geeft op een kwalitatieve wijze weer met welke maatregelen waar in de ruimte de grootste afname in belasting van het oppervlaktewater en ondiep-grondwater te verwachten valt. Voor een kwantitatief inzicht in de haalbaarheid van waterkwaliteit onder de MTR-waarden is een locatiespecifieke uitwerking noodzakelijk. In de praktijk blijken, m.u.v. het stopzetten of sterk reduceren van de bron, weinig maatregelen zeer effectief te zijn voor de aanpak van diffuse bronnen. Bufferstroken komen in deze studie als meest effectief naar voren. Echter een probleem is het ontbreken van betrouwbare informatie over de effectiviteit van bufferstroken onder Nederlandse omstandigheden. Of bufferstroken daadwerkelijk tot het terugdringen van de belasting van het oppervlaktewater tot onder MTR-niveau zullen leiden is afhankelijk van de lokale omstandigheden: de bijdrage aan de belasting vanuit de landbouw versus andere bronnen, het debiet, de beplanting en het onderhoud van bufferstroken, de verhouding oppervlakkige afstroming en ondiepe uitstroming versus diepe uitstroming etc.. Een eerste poging om de invloed van bufferstroken op de afname van de belasting van het oppervlaktewater te kwantificeren voor de drie pilotgebieden laat zien dat op basis van de in het buitenland bepaalde effectiviteiten met bufferstroken de fosfaatbelasting waarschijnlijk niet terug te dringen is tot onder MTR-niveau (zie figuur 13). Uit figuur 13 valt af te leiden dat als een watergang alleen wordt gevoed door afstromend en ondiep uitzijgend grondwater vanaf landbouwgronden bij een relatief hoge vracht zelfs indien alle watergangen van buffers zijn voorzien de fosfaat concentratie in het oppervlaktewater boven de MTR-norm zal liggen.

Gegeven de onduidelijkheid over de onder Nederlandse omstandigheden te verwachten effectiviteit van bufferstroken is het van groot belang in toekomstige veldprojecten daadwerkelijk de effectiviteit van de bufferstroken te monitoren waarbij naast het effect op de uitspoeling van nutriënten ook de invloed van de bufferstrook op bestrijdingsmiddelen en zware metalen kan worden onderzocht. Om daadwerkelijk het effect van de maatregel bufferstroken op het uiteindelijke doel: de kansrijkdom van natuurdoelen in te schatten, is het zinvol naast het effect op de concentratie van stoffen in het oppervlaktewater ook de effecten op de natuurdoelen zelf te monitoren. Vooral in situaties waarbij bufferstroken grenzen aan watergangen met een natuurfunctie kunnen veranderingen in het aquatische ecosysteem inzicht geven in de effectiviteit van de maatregel op het uiteindelijke doel.

Bij het volgen van de in dit rapport beschreven pilot methode is gebleken dat de uitvoering op verschillende punten verbeterd kan worden. Dit om niet alleen de uitkomst (de maatregelenkaart) te verbeteren, maar ook om de kennis aanwezig bij uitvoerende bureaus, Provincie en Waterschappen beter te benutten. Hieronder worden per fase (zie figuur 2) de knelpunten en mogelijke verbeterpunten besproken.

Stap 1. Afbakening gebieden en benodigde info

De selectie van gebieden is door de Provincie uitgevoerd op basis van hoogwaardige natuur en landschapselementen. De afbakening van deze gebieden is gebaseerd op de deelstroomgebied benadering zodat een geselecteerd gebied bestaat uit een of meerdere afwateringseenheden. Op voorhand was niet zonder meer duidelijk welke informatie noodzakelijk was. In de pilot is gekozen voor een ruime benadering zodat relatief veel informatie is verzameld en in kaartvorm weergegeven. Ook met betrekking tot mogelijke maatregelen is een relatief grote inspanning verricht om hun mogelijke toepasbaarheid inzichtelijk te maken. Tijdens de studie is gebleken dat slechts een deelverzameling van de verzamelde gegevens noodzakelijk was. Verbeterpunt: bepaal vooraf de benodigde informatie.

Stap 2. Karakterisering gebieden door operationaliseren basisgegevens

Beperkingen van de schaal en correctheid kaarten

Het gebruik van ruimtelijk informatie en de weergave daarvan bij het beschrijven van de milieudruk (nutriënten, bestrijdingsmiddelen en metalen) heeft geresulteerd in een aantal kaartbeelden. Tijdens de workshop kwam echter naar voren dat de resolutie van enkele parameters voor een evaluatie van kleinschalige objecten niet geschikt is, d.w.z. het kaartbeeld is in sommige gevallen te grof. Bovendien kwam naar voren dat de kaartbeelden niet zonder meer juist zijn voor alle parameters. Bij een check door gebiedsdeskundigen bleek dat vooral op het gewenste schaalniveau er onjuistheden in de kaartinformatie stond. Duidelijk is dat de rol van gebiedsdeskundigen bij het in kaart brengen van gebiedsspecifieke informatie zeer belangrijk is. Verbeterpunt: laat de gebiedsdeskundige het kaartmateriaal controleren voor aanvang van de workshop.

Stap 3 Diagnose huidige situatie

Deze stap die in dit project is ingevuld door het organiseren van een workshop met vakdeskundigen en lokale/regionale gebiedsdeskundigen, vormt in feite het hart van de methode. Het resultaat van de studie staat of valt met de mate waarin genoemde personen in staat zijn de gebiedsinformatie wat betreft milieudruk te koppelen aan streefbeelden en daaruit de belangrijkste knelpunten te destilleren. Uiteraard is dit ook afhankelijk van de kwaliteit van de gegevens op basis waarvan deze evaluatie gemaakt moet worden (zie stap 2). Een Knelpunt die een juiste evaluatie bemoeilijkte bleek:

Voor de stressfactoren nutriënten, bestrijdingsmiddelen en metalen geldt dat kwantitatieve grenswaarden voor de kans op voorkomen van natuurdoeltypen ontbreken. Wel is kwalitatief aan te geven welke vegetaties van natuurdoeltypen gevoelig zijn voor nutriënten maar deze kunnen niet in harde kwantitatieve randvoorwaarden worden omgezet. In deze gevallen moet worden teruggegrepen op bestaande wettelijke kaders als de MTR waarden. Daarvoor geldt echter weer dat deze in veel gevallen niet ecologisch (althans niet systeem ecologisch) onderbouwd zijn.

Stap 4 Beoordeling van maatregelen

Wanneer de knelpunten en oorzaken in kaart zijn gebracht kan door middel van een screening van de maatregelen op hun effectiviteit in principe een redelijk straight forward keuze gemaakt worden. Echter de keuze van de maatregelen wordt beperkt

door kennis over de effectiviteit en landschappelijke inpasbaarheid van maatregelen. Voor zware metalen en bestrijdingsmiddelen is de effectiviteit van maatregelen op veldschaal niet of nauwelijks onderzocht. In principe kan de effectiviteit wel kwalitatief worden ingeschat maar concrete informatie ter onderbouwing ontbreekt. Dat geldt in mindere mate voor nutriënten

Gezien bovenstaande lacunes in kennis is het van groot belang bij toekomstige locatiespecifieke toepassingen van maatregelen het monitoren van hun effectiviteit een centrale rol te laten spelen.

Literatuur

- Arts, G.H.P., J.W.H. van der Kolk, J. Jansse & L. van Liere, 2002. Sloten. In: van Liere & Jonkers (eds): Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715 005. In druk.
- Arts, G.H.P. & F.G. Wortelboer, 2002. Vennen. In: van Liere & Jonkers (eds): Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715 005. In druk.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11, IKC Natuurbeheer Wageningen.
- Blokland, K.A. en R.J.M. Kleijberg, 1997. De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen. Holoceen Nederland. NOV-rapport 3-2.
- Buskens, R.F.M., 1989. Beuven: herstel van een ecosysteem. Vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie, K.U. Nijmegen. In opdracht van Min. LNV. 135 pp. + Bijlagen.
- Buskens, R.F.M. & de Wilde, A.J., 2001. Streefbeelden voor beken en kreken in Noord-Brabant. IWAC rapport.
- Boudewijn, T.J., Klok, C. & van den Brink N.W. 2002. Onderzoek naar mogelijke effecten van verontreiniging in Maasuiterswaarden. rapport nr 02-057 Bureau Waardenburg, Culenborg.
- Chaubey, I, D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore, D.J. Nichols, 1994. Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers vol. 37, no. 3: 845-850.
- Chaubey, I, D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore, D.J. Nichols, 1995. Effectiveness of vegetative filter strips in controlling losses of surface-applied poultry litter constituents. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers vol. 38, no. 6: 1687-1692.
- Clausen, J.C., K.G. Wayland, K.A. Saldi, K. Guillard, 1993. Movement of nitrogen through an agricultural riparian zone: 1. Field studies. Wat. Sci.Tech. vol. 28 (3-5):605-612.
- Commissie Integraal Waterbeheer, 2000. Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4. 102 pp. + Bijlagen.
- Cooper, A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. Hydrobiologia vol. 202:13-26.
- Crommentuijn, T., M.D. Polder & E.J. van de Plassche, 1997a. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM report no 601501001.
- Crommentuijn, T., D.F. Kalf, M.D. Polder, R. Posthumus & E.J. van de Plassche. 1997b. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM report no. 601501002.
- CUR, 1994. Natuurvriendelijke oevers. Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde. Rapport 168.

- Diepen, C.A. van, J. Scolte, O.F. Schoumans, H.L. Boogaard, J.Wolf, 2002a. Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden in Noord-Brabant. Deelrapport 2: Kwantificering van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden. Alterra rapport, (in prep) Alterra, Wageningen.
- Diepen, C.A. , Wolf, J., Arts, G.H.P., Berge, H.F.M., Boogaard, H.L., van der Klok, J.W/H/, Naeff, H.S.D, Noij, I.G.A.M., Schoumans, O.F., Smit, A. 2002b. Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden in Noord-Brabant .Alterra rapport 527 (in press).
- Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, D. Lee, S. Mostaghimi, V.O. Shanholtz, 1988. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. Journal of the Water Pollution Control Federation, vol.60, nr.7:1231-1238.
- Dillaha, T.A, R.B. Reneau, S. Mostaghimi, D. Lee, 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers. Vol. 32(2):513-519.
- Faber J.H., Klok, C., Lahr, J., van der Leemkule M.A., van der Pol J., de Ruiter H.R.G., Spaan, K. & Wessels Y. 2002. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. SKB eindrapport, (in prep), SKB, Gouda.
- Gleichman-Verheijen, E.C., W.H. van der Putten & L. van Liere, 1992. Afvalwaterzuivering met helofytenfilters, een haalbaarheidsstudie. H2O 25(3): 56-60.
- Grontmij, 1991. Helofytenfilter Noorddijk. Notitie. In opdracht van de gemeente Groningen. 15 pp. + Bijlagen.
- Haycock, N.E., T.P. Burt, 1993. Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of surface run-off: a case study in the Cotswolds, UK. Hydrological Processes vol.7:287-295.
- Haycock, N.E., G. Pinay, T.P. Burt & K.W.T. Goulding, 1997. Bufferzones: current concerns and future directions. In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffers zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 305-312.
- Haycock, N.E., G. Piney, 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and popular vegetated riparian buffer strips during the winter. J. Environ. Qual. Vol. 22:273-278.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft en P.C. Jansen, 2001. Productiviteit van korte vegetaties en beperkende factoren in relatie tot voedselrijkdom en vochttoestand van natuurterreinen. Rapport 257. Alterra, Wageningen.
- Klok, C. 2000. A quest for the role of habitat quality in nature conservation. Scientific contributions 1. Alterra, Wageningen.
- Klok, C. & A.M. de Roos, 1998. Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of *Sorex araneus* populations. Journal of Animal Ecology 67: 195-209.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen & R.C. van Apeldoorn, 1998. Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. Landschap 15/2:77-86.

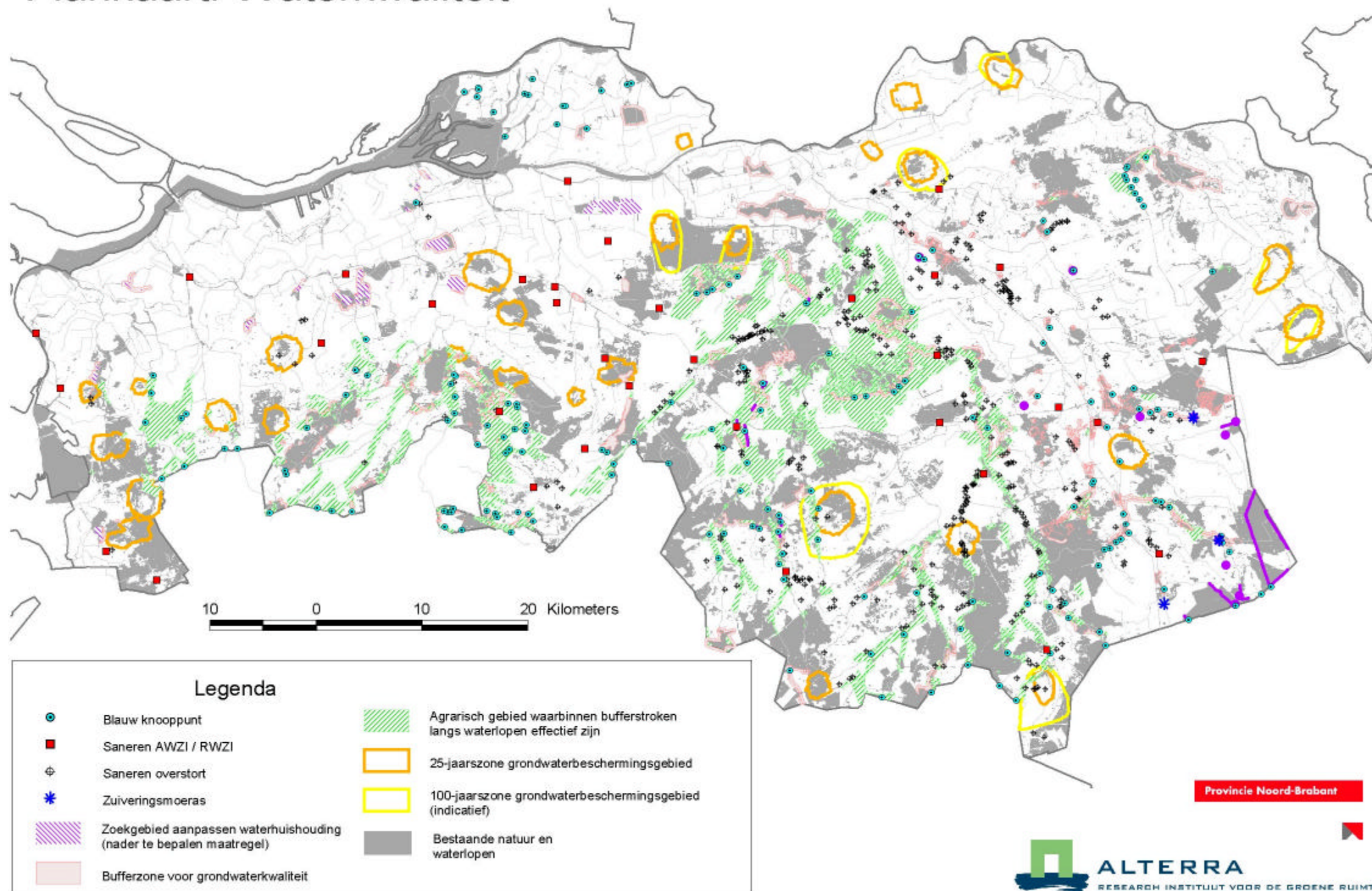
- Klok, C., J. Lahr, K. Spaan, M.A. van der Leemkule, J.H. Faber, H.R.G. de Ruiter, J. van der Pol & Y. Wessels, 2002. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. Deelrapport toepassing op Natuurdoeltypen, SKB rapport, tussenrapportage (in press), SKB, Gouda.
- Knauer, N., U. Mander, 1989. Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotopen an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30:365-376.
- Kruijne, R., 1996. Perceelonderzoek naar het effect van beekgeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Nutrientenonderzoek en scenarioberkeningen. Staring Centrum-DLO, rapport 420.2.
- Lahr, J., P.J. van den Brink & T.C.M. Brock, 1998. Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 1: Herbiciden. STOWA-rapport 98-30.
- Lee, D., Th. A. Dillaha, J.H. Sherrard, 1989. Modelling phosphorus transport in grass buffer strips. Journal of Environmental Engineering, vol. 115, no.2:409-427.
- Liere, L., van & D. Jonkers, 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715 005. In druk.
- Mander, U., V. Kuusemets, M. Ivask, 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from the Porijogi River catchment, Estonia. Landscape and Urban Planning, vol. 31:333-348.
- Mander, U., Lohmus, V. Kuusemets, M. Ivask, 1997. The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones. In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996:147-154.
- Meuleman, A.F.M., 1999. Performance of treatment wetlands. De zuiveringsfunctie van moerassen. (met een samenvatting in het Nederlands). Thesis, Universiteit Utrecht. 113 pp.
- Molen, D.T., R. Kruijne, E.J.B. Uunk, 1998. Verwijdering van stikstof en fosfor door bufferstroken langs de Mosbeek. H2O 31(3):26-28.
- Molen, P.C. 2002. Ecologische aspecten van overstroming en inundatie. Literatuuronderzoek naar de gevolgen van overstroming en inundatie voor de Brabantse natuurdoeltypen. DLG rapport, in press.
- Nijboer, R.C., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, Sloten. Rapport AS-06 EC-LNV.
- Noij, I.G.A.M., 1997. Landinrichting en vermesting. Voorstudie naar invulling van BEL-Vermesting. Interne mededeling 479, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Olde Ventereink, H., 2000. Nitrogen, phosphorus and potassium flows controlling plant productivity and species richness. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- O'Neill, G.J., A.M. Gordon, 1994. The nitrogen filtering capability of Carolina Poplar in an artificial riparian zone. J. Environm. Qual. Vol. 23:1218-1223.
- Parson, J.E., J.W. Gilliam, R. Munoz-Carpena, R.B. Daniels, T.A. Dillaha, 1994. Nutrient and sediment removal by grass and riparian buffers. In: K.L. Campbell, W.D. Graham, A.B. Bottcher, 1994. Environmentally sound agriculture: proceedings of the second conference, 20-22 april 1994. Orlando, Florida.

- Peterjohn, W.T., D.L. Correll, 1994. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65(5): 1466-1475.
- Pinay, G., H. Descamps, 1998. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research and Management* vol. 2: 507-516.
- RIVM, IKC, IBN-DLO, 1997. *Natuurverkenning 1997*. Samson & Willink, Alphen aan den Rijn.
- Runhaar, J., J.C. Gehrels, G. van der Lee, S.M. Hennekens, W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. de Louw, 2002. *Doelrealisatie Natuur. Waterlood-rapport deel 5*. STOWA, Utrecht, rapport 2002-6.
- Runhaar, J., 1989. *Toetsing van het ecotopensysteem 1: Hoofdrapport*. CML-mededeling 48a. Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Schultz, R.C., J.P. Colletti, T.M. Isenhardt, W.W. Simpkins, C.W. Mize, M.L. Thompson, 1995. Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system. *Agroforestry Systems* 29:201-226.
- Sival, F.P., P.C. Jansen, B.S.J. Nijhoff en A.H. Heidema, 2002. *Overstroming en vegetatie. Literatuurstudie over de effecten van overstroming op voedselrijkdom en zuurgraad*. Alterra, Wageningen.
- STOWA, 1998. *Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom*. STOWA-rapport 98-26.
- STOWA, 1993a. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën*. Rapport STOWA 93-14. 54 pp. + Bijlagen.
- STOWA, 1993b. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten*. Rapport STOWA 93-14. 80 pp. + bijlagen.
- Uusi-Kamppa, J., T. Ylaeranta, 1992. Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips. *Agric. Sci. Finl.* 1:569-575.
- V&W, 1999. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. *Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing*. SDU, Den Haag.
- Verdonschot, P.F.M, 2000. *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 2: Beken*. Rapport AS-02, EC-LNV, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M., R.C.Nijboer & L.W.G. Higler, 2002. *Stromende wateren*. In: van Liere & Jonkers (eds): *Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater*. RIVM rapport 703715 005. In druk.
- Veeningen, R., 1996b. *Regiwa-project Nanneveld: gegevens over waterkwaliteit. Interne notitie Waterschap Friesland*. 2 pp.
- Verhoeven, J.T.A. & A.F.M. Meuleman, 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12: 5-12.
- Wamelink, W. en J. Runhaar, 2000. *Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen*. Rapport 181. Alterra, Wageningen.
- Wijngaarden, R.P.A. van, G.J. van Geest & Th.C.M. Brock, 1998. *Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 2: insecticiden*. STOWA-rapport 98-31
- Young, R.A., T. Huntrods, W. Anderson, 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *J. Environ. Qual.* 9(3) 483-487.

Bijlage I: Plankaart : Toepassing Brabant-brede methode door Provincie

De in deze studie ontwikkelde Brabant-brede methode is door de Provincie Noord-Brabant toegepast op de door haar geselecteerde deelstroomgebieden. Deze toepassing is vastgelegd in de plankaart (zie figuur 17) waarbij bij de positionering van bufferstroken rekening is gehouden met de hydrologische omstandigheden; bufferstroken zijn alleen ingetekend in de gebieden waar de afvoer van nutriënten vanaf landbouwpercelen vooral via de ondiepe stroombanen geschiedt (zie bijlage II).

Plankaart: Waterkwaliteit



Figuur 17. Plankaart positionering maatregelen

LEGENDA WATERKWALITEIT

1. Saneren overstort (verwijderen, effectgerichte maatregel)
2. Saneren AWZI / RWZI (verwijderen / effectgerichte maatregel)
3. Zoekgebied voor aanpassing waterhuishouding (nader te bepalen maatregel)
4. Bufferzone voor grondwaterkwaliteit
5. Agrarisch gebied waarbinnen bufferstroken langs waterlopen effectief zijn
6. Zuiveringsmoeras
7. Blauw knooppunt (nader te bepalen maatregel)
8. 25 jaarszone grondwaterbeschermingsgebied
9. 100 jaarszone grondwaterbeschermingsgebied (indicatief)

Toelichting op de legenda:

Algemeen

Het huidige milieubeleid is ontreikend om de wettelijke normen voor de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater te realiseren. Met name binnen de ecologische hoofdstructuur kunnen knelpunten optreden in het realiseren van de beoogde natuurdoelen. De Reconstructie kan een belangrijke bijdrage leveren in een verbetering van de waterkwaliteit. Aangezien dit echter omvangrijke ingrepen vergt die met hoge kosten gepaard gaan, zijn ruimtelijke prioriteiten gesteld.

- De maatregelen op de IHS kaart hebben alleen betrekking op de stroomgebieden met belangrijke actuele en potentiële ecologische waarden: d.w.z. beken met een ecologische functie (waternatuur of viswater) en landnatuur met natuurdoelen die afhankelijk zijn van matig voedselrijke, natte milieumomstandigheden en / of de toevoer van grondwater (kwel). Dit worden de prioritaire stroomgebieden genoemd. Deze komen alleen in het zandgebied voor. Verder zijn voor west-Brabant maatregelen opgenomen binnen de gebieden die zijn aangewezen voor beek- en kreekherstel en voor ecologische verbindingzones.
- Binnen de EHS (reservataatsgebieden / natuurontwikkelingsgebieden) zijn geen maatregelen aangegeven voor de aanpak van uitspoeling / afspoeling van meststoffen aangezien er van uit is gegaan dat deze gronden uit agrarische productie gaan of de aanvoer van meststoffen binnen afzienbare termijn stopt.
- De maatregelen zijn gericht op een vermindering van de belasting van grond- en oppervlaktewater met meststoffen. De maatregelen hebben ook een positieve uitwerking op de afname met bestrijdingsmiddelen en zware metalen.

Legenda-eenheden:

1. Saneren overstorten

Aangegeven zijn alleen overstorten (in 2005 zonder randvoorziening) en ongezuiverde lozingen op een afstand van ten hoogste 1500m. (hemelsbreed) van:

- een waterloop met de functie 'waternatuur' of 'viswater';
- beken en kreken die voor herstel zijn aangemerkt (west-Brabant);
- een natte ecologische verbindingzone (west-Brabant).

Van de overstorten op grotere afstand is aangenomen dat vanwege verdunning en omzetting de belasting binnen de EHS tot een aanvaardbaar niveau zal zijn gedaald. Onder het verwijderen van de overstort wordt aansluiting op de riolering verstaan;

een effectgerichte maatregel is de aanleg van een opslagbassin of nabezinkbekken direct achter de overstort (omvang ca. 1 ha.) voor tijdelijke opslag van overstortwater.

2. Saneren AWZI / RWZI

Voor de grote lozers (rioolzuiveringseffluent (RWZI) en afvalwaterlozingen (AWZI) en bij een cluster van kleinere ongezuiverde lozingen is het afstandscriterium niet gehanteerd. Alle grote lozers die afwateren op een waterloop die binnen de EHS of het agrarische gebied overstrooming kan veroorzaken (gebieden voor regionale waterberging), zijn aangegeven als aan te pakken knelpunt.

3. Aanpassen waterhuishouding

Aanpassing van de waterhuishouding is aan de orde in situaties waarbij kwetsbare natuurdoelen (matig voedselrijke natuurdoelen zoals hooilanden) of waterlopen met een ecologische functie onder invloed staan van een waterloop die een agrarisch gebied ontwatert (voedselrijk water) of waardoor wateraanvoer (gebiedsvreemd water) plaatsvindt. Aanpassing kan onder meer inhouden het omleiden van de waterloop of deze voorzien van kaden, het toepassen van peilbeheer of andere technische voorzieningen. Deze maatregelen zijn uitvoerbaar binnen gebieden met een gereguleerd waterpeil. Voorwaarde is dat er geen sprake is van een kwelsituatie en de waterloop waarop de ingreep van toepassing is, geen ecologische functie bezit. Binnen de begrensde gebieden dienen de specifieke locaties waar aanpassing noodzakelijk is evenals de aard van de maatregel nog nader te worden ingevuld (maatwerk).

4. Bufferzone voor grondwaterkwaliteit

Bufferzones zijn gelegen langs natte(re) delen van de EHS met kwetsbare natuurdoelen die ondiep grondwater ontvangen vanuit aangrenzende het agrarische gebied (lokaal infiltratie- en kwelsysteem), evenals waar een waterloop met de functie 'waternatuur / viswater' wordt begrensd door landbouwgronden. De breedte van een bufferzone is afhankelijk van de lokale (geo-)hydrologische omstandigheden en zal in de praktijk variëren van enkele tientallen meters (bij intensief ontwaterde gebieden) tot 200 à 300m (infiltratiegebieden). De begrenzing van de bufferzone vergt maatwerk.

5. Agrarisch gebied waarbinnen bufferstroken effectief zijn

Bufferstroken langs waterlopen zijn effectief in situaties waarbij sprake is van een ondiepe afvoer van het grondwater vanuit agrarische percelen naar deze waterlopen en bij afvoer van overtollig water over het maaiveld (run-off). Deze condities doen zich voor bij niet-gedraineerde gronden langs de beek en nattere gronden met kwel (GT II, III, V) resp. gronden met ondiep voorkomende storende lagen, sterk leemhoudende gronden en hellende gronden. Op de kaart zijn alleen de agrarische delen van het zandgebied met deze kenmerken aangegeven voor zover deze zijn gelegen binnen de prioritaire stroomgebieden. Binnen deze gebieden kunnen ook percelen met buisdrainage voorkomen. Bufferstroken zijn dan niet effectief. Informatie hierover ontbreekt in dit stadium. Om de waterlopen te kunnen selecteren, waarlangs de bufferstroken een maximaal zuiverend effect voor het

oppervlaktewater opleveren, zijn van deze gebieden aanvullende lokale gegevens van het afwateringspatroon noodzakelijk (watervoerendheid, afstroomrichting, kortsluiting tussen waterlopen onderling en samenhang met kwetsbare delen van de EHS).

6. Zuiveringsmoeras

De omvang van een zuiveringsmoeras is afhankelijk van de hoeveelheid te zuiveren oppervlaktewater en de belasting van dit water c.q. de vracht aan voedingsstoffen. Via zuiveringsmoerassen kunnen slibdeeltjes met gebonden verontreinigingen worden afgevangen (via bezinking en binding aan bodemdeeltjes) en stikstof en fosfaat uit het oppervlaktewater worden opgenomen (via de aanwezige vegetatie). Voorwaarde is dat deze opgeslagen meststoffen worden afgevoerd via regelmatige verwijdering van de vegetatie en (meer laagfrequent) via afvoer van de verontreinigde bodemdeeltjes. Om de omvang van het zuiveringsmoeras te kunnen bepalen, zijn aanvullende berekeningen noodzakelijk.

7. Blauw knooppunt (nader te bepalen maatregel)

Een blauw knooppunt geeft de locatie aan waar waterlopen of delen van de EHS, die afhankelijk zijn van een goede waterkwaliteit, water ontvangen dat niet aan de kwaliteitseisen voldoet. Blauwe knooppunten zijn gelegen op de volgende plaatsen:

waar de waterloop de grens België – Nederland passeert;

waar een waterloop vanuit het agrarische gebied uitstroomt in een waterloop met de functie ‘waternatuur’, ‘viswater’ of ‘natte ecologische verbindingszone’ of als deze is aangemerkt voor beek- / kreekherstel;

op de grens van de EHS indien er een risico bestaat voor overstroming of infiltratie vanuit de agrarische waterloop.

De ligging van de blauwe knooppunten op de kaart is indicatief, alleen de belangrijkste locaties zijn aangegeven. Voor het vaststellen van de exacte locaties en meest urgente situaties evenals voor de invulling van de specifieke maatregel(en) is lokale gebiedsinformatie noodzakelijk. Maatregelen worden uitgevoerd ter plaatse van de blauwe knoop of bovenstrooms ervan. De invulling van de blauwe knooppunten hangt af van de lokale situatie en moet daarom van geval tot geval worden beoordeeld. Voorbeelden van maatregelen zijn: zuiveringsmoeras, omleiding eutroof landbouwwater (hydrologische isolatie), wijziging van de inlaatpunten en inlaatrouten (in polders, waardoor opstuwing gebiedseigen water), afspraken over sanering met België. Bufferstroken zijn een logische invulling van een blauw knooppunt indien het gehele bovenstroomse gebied hiervoor als kansrijk is aangemerkt. Meestal is een combinatie van maatregelen vereist om de gewenste kwaliteit te bereiken. Ook kunnen zich situaties voordoen waarbij deze effectgerichte maatregelen alléén ontoereikend zijn. Aanpak bij de bron (extensivering agrarisch grondgebruik) ligt dan voor de hand.

Het debiet en de afwateringssituatie is van invloed op de effectiviteit / uitvoerbaarheid van een blauw knooppunt. Zuiveringsmaatregelen ter plaatse van grote inlaten van een poldereenheid (die ook als uitlaat dienen) zijn vanwege het grote debiet niet effectief. Wijziging van deze inlaatpunten (verdelen over meerdere

inlaatpunten) is niet haalbaar. In een poldersysteem zijn de grote inlaatpunten daarom niet van blauwe knooppunten voorzien.

8/9. 25 en 100 jaarszone grondwaterbeschermingsgebied

Deze zones geven de gebieden aan waarbinnen bodem en grondwater beschermd dienen te worden tegen verontreiniging aangezien het grondwater is bestemd voor de bereiding van drinkwater. Nieuwvestiging van agrarische bedrijven is vanuit het ruimtelijk beleid niet toegestaan binnen de 25 en 100 jaarszone van de zeer kwetsbare wingebieden in het landelijk gebied (Budel, Boxmeer, Vierlingsbeek, Vessem, Helvoirt). Alléén voor deze wingebieden is een 100 jaarszone (indicatief) begrensd. De begrenzing op perceelsniveau wordt weergegeven in de Provinciale Milieuverordening.

Op de IHS-kaart zijn uitsluitend maatregelen opgenomen die passen binnen de mogelijkheden die de reconstructie biedt voor het bereiken van de waterkwaliteitsdoelstellingen.

Uit onderzoek is gebleken dat de maatregelen op de IHS kaart alleen niet toereikend zijn om een waterkwaliteit tot stand te brengen die voldoet aan de milieu-eisen van de kwetsbare delen van de ecologische hoofdstructuur. Evenmin zijn maatregelen aangegeven buiten de prioritaire stroomgebieden (enkele belangrijke natuurgebieden daargelaten) om de ruimteclaim op agrarische gronden die hiermee gepaard gaat te beperken.

In de gehele provincie (zowel binnen als buiten de prioritaire stroomgebieden) zullen aanvullende milieumaatregelen nodig zijn, die weliswaar niet onder de verantwoordelijkheid van de reconstructie vallen, maar waarin de reconstructie wel kan faciliteren. Het betreft maatregelen m.b.t. de agrarische bedrijfsvoering, betere verkaveling en waterbeheersing (waardoor efficiëntere mineralenbenutting).

De bijdrage van de reconstructie is vooral van belang binnen de prioritaire stroomgebieden vanwege de hier aanwezige / te ontwikkelen kwetsbare functies. Daarom wordt voorgesteld het agrarische deel van de prioritaire stroomgebieden te benoemen als extensiveringsgebied.

Bijlage II: Mogelijkheden voor vermindering van de P-uitspoeling naar oppervlaktewater, met speciale aandacht voor bufferstroken

Briefadvies aan de Werkgroep waterkwaliteit van de Provincie Noord-Brabant, 20 september 2002.

Jan van Bakel, Piet Groenendijk, Oscar Schoumans, Frank van der Bolt, Kees van Diepen en Joost Wolf

Probleemstelling

In het kader van de reconstructie van het platteland zoekt de Provincie Noord-Brabant naar mogelijkheden om de nutriënten- (met name fosfaat-)belasting van het oppervlaktewater te verminderen. Dit dient bij voorkeur plaats te vinden in combinatie met het realiseren van andere doelen op het gebied van landbouw, milieu, natuur, en landschap. Een optie is de aanleg van bufferstroken langs waterlopen. Deze optie is aantrekkelijk omdat bufferstroken enerzijds resulteren in verminderde nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en anderzijds in nieuwe zones, waarin natuur- en landschappelijke waarden kunnen worden versterkt. Evidente nadelen zijn het ruimtebeslag en het inpassen van de stroken in het perceelsbeheer. Dit gaat ten koste van het landbouwareaal en resulteert in een lagere landbouwproductie. Tevens bestaat er enige onzekerheid over de effectiviteit van bufferstroken voor vermindering van de fosfaatbelasting.

Dit briefadvies is een verkenning van de mogelijkheden om de uitspoeling van fosfaat naar het oppervlaktewater te verminderen. Hierbij wordt speciale aandacht geschonken aan de aanleg van bufferstroken en aan de mogelijkheden om probleemgebieden en de effectiviteit van kansrijke ingrepen op kaart aan te geven.

Probleemgebieden zijn gebieden die nu of in de toekomst in belangrijke mate bij kunnen dragen aan de stikstof- en/of fosforbelasting van grond – en oppervlaktewater. Dit is meestal het gevolg van overmatige toediening van meststoffen gedurende een lange tijdsperiode.

Achtergrond van het fosforprobleem

De bron van het fosforprobleem in Noord-Brabant is de overmatige bemesting in de periode 1960-2000. De hoeveelheid toegediende fosfor in anorganische en dierlijke mest was met name op de zandgebieden veel groter dan de fosforafvoer in het geoogste gewas. Dit fosforoverschot hoopte zich grotendeels op in de bodem. Wanneer de mate van verzadiging met fosfaat toeneemt neemt ook de P-concentratie in bodemvocht sterk toe (zie Fig. 1), waardoor de kans op een verhoogde belasting van het oppervlaktewater ontstaat. Men spreekt meestal van een fosfaatverzadigde grond, indien de fosfaatverzadigingsgraad berekent tot aan de GHG hoger wordt dan 25%, omdat in dat geval een fosfaatconcentratie naar het bovenste grondwater uitspoelt van 0,15 mg per liter. De fosfaatverzadigde gronden worden vooral in de zandgebieden met concentraties van intensieve veehouderij aangetroffen.

In het aërobe deel van het bodemprofiel (boven het grondwater) is P relatief slecht oplosbaar en wordt het goed gebonden, waardoor fosfaat zich nauwelijks verplaatst (zolang de fosfaatverzadiging van de bodem beperkt is; zie figuur 1).

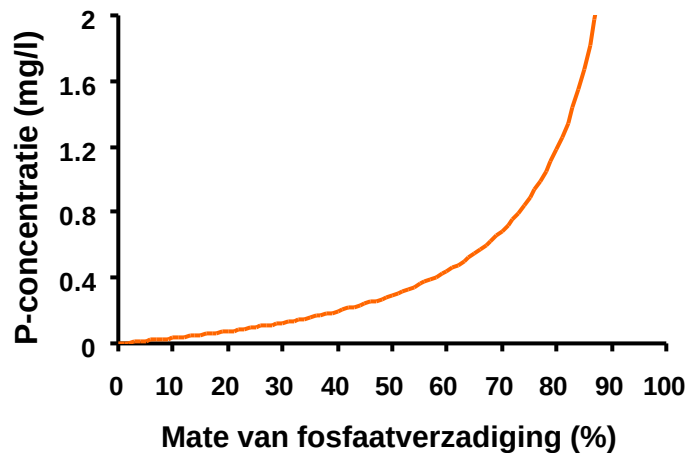


Fig.1 Illustratie van de relatie tussen de mate van fosfaatverzadiging van een laag en de fosfaatsuitlekking die op langere termijn optreedt uit diezelfde laag (concept zoals gehanteerd in het protocol fosfaatverzadigde zandgronden; aërobe omstandigheden)

Bij vernatting komt het grondwater omhoog. Dit heeft twee gevolgen:

- In de eerste plaats zal het grondwater vaker (met name in natte winterperioden) omhoog komen tot in de zone met hoge fosfaatgehalten. Dit resulteert in ondiepe waterafstroming door de zone met hoge fosforconcentraties in het bodemvocht, in geval van sterke fosfaatverzadiging van de bovengrond (zie boven).
- Ten tweede, onder natte en permanent anaërobe condities wordt P beter oplosbaar en kan uitspoelen naar grondwater- en oppervlaktewater.

De weg waarlangs de fosfor uitspoelt, hangt af van lokale hydrologische omstandigheden:

- Diep ontwaterde zandgronden hebben een grote fosforopslagcapaciteit en zullen nauwelijks bijdragen aan de fosfaatsuitlekking naar grond- en oppervlaktewater. Het fosfaat wordt in de bovengrond vastgelegd en met de tijd zal bij hoge fosfaatgiften dit 'blokfront' met fosfaatverzadiging geleidelijk dieper worden.
- Ondiep ontwaterde zandgronden hebben slechts een dunne laag waarin het fosfaat vastgelegd kan worden, en zullen snel met fosfor verzadigd raken. Deze gronden kunnen aanzienlijk bijdragen aan de fosfaatsuitlekking naar grond- en oppervlaktewater. Overige slecht doorlatende en slecht ontwaterde gronden (bijvoorbeeld komkleigronden) wateren ook grotendeels af op het oppervlaktewater via ondiepe stroombanen, en hebben daarom ook een beperkte fosfor-opslagcapaciteit.

Verhoging van de grondwaterstand resulteert in een dunnere aërobe bovengrond en daarmee in een kleinere fosforopslagcapaciteit. Bovendien neemt de oplosbaarheid van fosfor sterk toe (met een factor 5 à 10) in de bodemlaag die door de hogere

grondwaterstand van aëroob permanent anaëroob wordt. Wanneer in deze laag een grote hoeveelheid fosfor is vastgelegd, zal deze fosfor weer versneld vrijkomen en resulteren in een sterke toename van de fosforuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater.

De diepte van uitspoeling wordt sterk bepaald door het optreden van kwel (fig. 2). Bij kwel vindt de afvoer van overtollig regenwater plaats als laterale stroming vlak onder het freatisch vlak (dus, nagenoeg horizontale stroombanen). Daarnaast zijn het ontwateringssysteem (slootdichtheid) en de resulterende afstand tot het oppervlaktewater bepalend voor de uitspoeling.

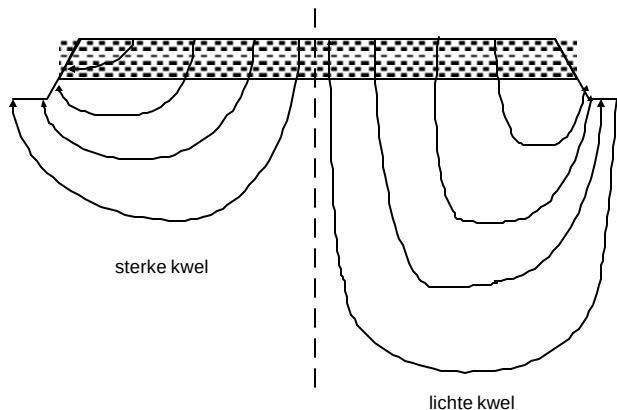


Fig. 2 Stroombanen in een perceel met sterke kwel en in een ander perceel met lichte kwel (het gearceerde deel duidt schematisch het fosfaatrijke deel van de bodem aan).

Diepe uitspoeling resulteert in een langere verblijftijd van fosfaat in de ondergrond. Het stromingspatroon wordt beïnvloed door de aanwezigheid en het ondiep voorkomen van slecht doorlatende lemlagen (bijvoorbeeld Brabantleem). De gemiddelde verblijftijden tijdens de uitspoeling kunnen worden beschreven met de breedte van de eenjaarszone. Dat is de zone waarvan het op het freatisch vlak aankomend water gemiddeld binnen 1 jaar of korter in het oppervlaktewater komt. Deze hangt af van het neerslagoverschot, de helling, de dikte van het doorstroomde pakket, de doorlatendheid, en de slootafstand. In niet-gedraineerde Noord-Brabantse zandgebieden met fijn zand in de bovengrond is de orde van grootte van de éénjaarszone 5 à 10 meter. De aard van het ontwateringssysteem is van invloed op het stromingspatroon en op de verblijftijd van fosfaat in de bodem. Dit betreft het al dan niet aanwezig zijn van greppels en perceelsslotsen, en de afstand en diepte van ondergrondse drainbuizen. Van belang is ook het onderscheid tussen de zomer- en wintersituaties. Grofweg mag je bij Gt III en III* en met name in de lagere delen van het terrein het hele jaar kwelinvloed verwachten, bij Gt V is kwel in de zomer afwezig. Het algemene beeld in Noord-Brabant is dat er nauwelijks nog greppels zijn, maar wel perceelsslotsen van 80 cm diep die droogvallen vanaf april (met name in Gt V en V* gebieden). De benadering via stroombanen is echter een sterke simplificatie; in veel situaties in hellende gebieden kunnen de stromingsrichtingen in zomer- en wintersituaties van richting veranderen, de echte padlijnen hebben een zigzagverloop.

Als deel van de vaste fase en direct na mesttoediening kan fosfor ook via oppervlakkige afstroming in aanzienlijke mate naar het oppervlaktewater getransporteerd worden. Vanwege de verplichte injectie en onderwerking van toegediende mest zal deze oppervlakkige fosfaatafspoeling tegenwoordig gering zijn. Meer problemen doen zich voor op verzamelplaatsen van vee en looppaden. De vertrapping van de bodem resulteert hier in een verdichte en slecht doorlatend bovengrond, terwijl er veel weidemest op de bodem terecht komt. Dit kan gemakkelijk in aanzienlijke oppervlakkige P-afstroming naar sloten resulteren, indien de locatie van de verzamelplaats ongelukkig (dichtbij sloot) is. Deze bron van verontreiniging is slecht te kwantificeren en hangt af van een reeks van factoren.

De fosfaatvoorraad is in het midden van een perceel meestal scherp begrensd (wegzijging), langs waterlopen is de fosfaatvoorraad vaak meer diffuus als gevolg van de grotere horizontale component in de stroming. Het fosfaatrijke deel van de bodem in figuur 2 is niet goed weergegeven: langs de waterlopen wordt deze zone dieper en zou de arcering minder intensief moeten zijn om verschillen in de hoeveelheid P in de bodem te suggereren.

In kaart brengen van het fosforprobleem

Om een goed beeld te krijgen van de mogelijkheden tot vermindering van de fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater moeten we weten:

- Waar is fosfor opgehoopt; dus locatie, bedrijfsvoering, mestverdeling/mestgiften, bodemtype, P-diepteprofiel en P-hoeveelheid;
- Welke factoren bepalend zijn voor de fosforuitspoeling (bodem, hydrologie, periode (zomer/wintersituatie), gewas, bedrijfsvoering).

De toegediende bemesting is in belangrijke mate gerelateerd aan veedichtheid en landgebruik. Bijvoorbeeld, maïs was tot het begin van de mestwetgeving (1994) het zwaarst bemeste gewas. Het werd vooral verbouwd op de wat hoger gelegen droge gronden. De totale hoeveelheid mest per hectare die in de loop der jaren op het land is opgebracht is vrij grof bekend per LEI landbouwregio. De mestverdeling binnen de regio's kan verder uitgesplitst worden naar landgebruik, bodemtype, enz. en zou in meer detail afgeleid kunnen worden van de CBS-data van o.a. veedichtheden per gemeente (sinds 1990). Op basis van deze data van het fosforoverschot (historische fosforaanvoer in toedienende mest minus fosforafvoer in gewas) en via extrapolatie met behulp van statistische methoden zou afgeleid kunnen worden hoe het fosforoverschot ruimtelijk verdeeld is over Noord-Brabant, als functie van landgebruik, grondwatersituatie, en bodemeigenschappen. De fosfaatverdeling in de bodem (P-diepte profiel) wordt enerzijds bepaald door dit historische fosfaatoverschot per locatie en anderzijds door de fosfaatvastleggingscapaciteit bij fosfaatverzadiging (gesteld op 25%, zie boven). Indien de historische data van o.a. veedichtheid en dus mest beschikbaar zijn per minimaal 15 bedrijven, betekent dit echter dat het minimum areaalgrootte voor bepaling van de fosforaanvoer circa 500 ha bedraagt. Dit kan een ernstige beperking zijn bij het vast stellen van maatregelen op perceelsniveau. In dat geval zijn fosfaatmetingen per perceel gewenst. De fosfaatvastleggingscapaciteit van de voornaamste bodemtypen in Noord-Brabant is

niet goed bekend en zal ook bepaald moeten worden voor een serieuze aanpak van het fosforprobleem.

Het fosforprobleem doet zich vooral voor in de gronden, die al vrij nat zijn, of die in de toekomst nat zullen worden. Verhoging van de grondwaterstand resulteert in

- (a) een snellere afvoer van water door ondiepere bodemlagen met een hoger fosfaatgehalte
- (b) een dünnere aërobe bovengrond en daardoor in een kleinere fosforopslagcapaciteit en
- (c) in meer oppervlakkige afstroming naar het oppervlaktewater.

Deze veranderingen resulteren in meer fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater. Als vuistregel stellen we dat de fosfaatuitspoeling vooral voorkomt bij Gemiddelde Hoogste Grondwaterstanden (GHG) van 40 cm en ondieper. Fosforophoping komt alleen voor op gronden die in het verleden voor landbouw zijn gebruikt, en met name in de zandgebieden met concentraties intensieve veehouderij. De groep probleemgronden kan zo ruwweg worden afgebakend als de zandgronden met grondwatertrappen III en III* tijdens een groot deel van het jaar, en met grondwatertrappen V en V* gedurende het natte deel van het jaar. Met de geactualiseerde grondwatertrappenkaart kan een nauwkeuriger kaartbeeld worden verkregen dan met de klassieke Gt kaarten op schaal 1:50.000.

De ingrepen waarmee we de fosforuitspoeling kunnen sturen, komen hieronder aan de orde. Hierbij wordt speciale aandacht gegeven aan de rol van bufferstroken.

Mogelijke maatregelen

Mogelijke maatregelen ter vermindering van de fosforbelasting

1. Het *uittmijnen van de fosfaatvoorraad* in de grond, door opname via plantenwortels en afvoer van de biomassa (gewas of vegetatie). Het gaat om een jaarlijkse onttrekking van maximaal 50 kg P/ha voor gras en de helft minder voor akkerbouwgewassen. Te realiseren via een zo hoog mogelijke (stikstof-) bemesting.
2. Fosfor vasthouden in de bovengrond, door te voorkomen dat het grondwaterpeil tot in de fosfaatrijke bovengrond stijgt. Dit vereist *intensieve ondiepe buisdrainage*, intensief (drainafstand van ± 10 m) zodat tijdelijke opbolling van het grondwaterpeil tussen de drains wordt voorkomen, en ondiep zodat ongewenste diepe drooglegging wordt voorkomen. Wel is het nodig om voorkeurstroming direct boven de drain te voorkomen door sleufloos te draineren. Deze ingreep is effectief en algemeen toepasbaar in natte gronden.
3. *Onderscheppen van fosfor* voordat die het perceel verlaat. Dit betreft de fosforstromen die in suspensie via oppervlakte-afstroming, met name van akker- en tuinbouw percelen, of in oplossing lateraal met ondiep afstromend grondwater, worden afgevoerd. Te realiseren *via droge bufferstroken* op maaiveldhoogte aan de lage kant van landbouwpercelen. Deze ingreep kan plaatselijk effectief zijn, vooral waar oppervlakkige afstroming samen met erosie optreedt, maar heeft geen vat op buisdrainage en diepe laterale afstroming. Erosie is ook te bestrijden door percelen als grasland te gebruiken of door de

- percelen vlak te leggen. Percelen die als grasland worden gebruikt hebben vaak meer oppervlakkige afstroming dan bij een ander landbouwkundig gebruik.
4. *Opvangen van fosfor* direct bij verlaten van het perceel, voordat fosfor in het oppervlaktewater terechtkomt. Dit kan *door een natte bufferstrook*, waarin water uit drainbuizen, lateraal uittredend grondwater en oppervlakkig afstromend water worden opgevangen en vastgehouden, zodat de vegetatie in de buffer de fosfor kan opnemen. De effectiviteit hangt af van de tijd dat het water in de buffer kan worden verspreid, vastgehouden en opgenomen door de buffervegetatie, voordat het gemengd wordt met het afstromende oppervlaktewater. In de winter zal deze methode niet effectief zijn: veel afvoer en weinig opname. In de zomer functioneert deze methode beter, als er tenminste afvoer optreedt en de vegetatie voldoende tijd krijgt om de fosfor op te nemen. In de zomer fungeert een droogvallende waterloop zelf als natte buffer (echter zonder de helofytenvegetatie). Een dergelijke natte buffer als extra voorziening ter vermindering van fosforbelasting is alleen zinvol langs een permanent watervoerende waterloop.
 5. *Afgraven van de bouwvoor* is de meest effectieve (maar ook dure) maatregel om de fosforvoorraad in de bodem te reduceren.
 6. *Doorspoelen door hanteren van tijdelijke hoge peilen in de wintersituatie* verschuift het probleem van de bodem naar het oppervlaktewater (waar onder anaerobe omstandigheden fosfor weer vrij komt) en lijkt daardoor een minder serieuze maatregel. Omdat de verbijftijden in het oppervlaktewater in de hellende zandgebieden klein zijn wordt waarschijnlijk wel een deel van de fosforvrucht getransporteerd naar de zee. Deze optie verdient een nadere analyse.
 7. *Bodemsanering*: chemische vastlegging van fosfaat in de bodem *door toediening van ijzer, aluminium of kalkverbindingen*. Hiernaar is wel onderzoek gedaan. De werking op lange termijn is nog onzeker, bijvoorbeeld omdat de vastlegging beïnvloed wordt door de pH of mate van aërobie. Bovendien kunnen er ongewenste bijproducten ontstaan. Maar de problemen van maatschappelijke acceptatie zijn waarschijnlijk een groter struikelblok dan de technische uitvoering. Deze methode is voor de volledigheid in deze lijst opgenomen maar is vooralsnog geen reële optie.

Bij alle mogelijke maatregelen ter vermindering van de fosforbelasting van oppervlaktewater moeten we niet uit het oog verliezen dat alle maatregelen die leiden tot vernatting van gronden die in het verleden voor de landbouw zijn gebruikt, en met name de zandgronden in gebieden met concentraties intensieve veehouderij, het fosforprobleem groter maken. Voor iedere locatie kan op basis van een berekening van de historische opgebouwde fosforvoorraad in de bodem en de mate van afname door vernatting van de aërobe bovengrond en van de fosforopslagcapaciteit berekend worden hoeveel extra fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater zal plaatsvinden en gedurende welke tijdsperiode.

Bufferstroken

Bufferstroken zijn bemestingsvrije zones langs watergangen. Ze kunnen aangelegd zijn op de oorspronkelijke maaiveldhoogte, of verdiept zijn aangelegd. Men spreekt dan van droge en natte bufferstroken.

Het mechanisme van het verminderen van de fosfaatuitspoeling in bufferstroken bestaat uit

1. Het uitmijnen van de fosfaatvoorraad in de grond, door opname via plantenwortels en afvoer van de biomassa (gewas of vegetatie). Het uitmijnen van de historisch opgebouwde P-voorraden in de bodem is een proces van lange adem, het duurt tientallen jaren voordat enig resultaat zichtbaar is. Bij verschrallend beheer zal de jaarlijkse opname door het gewas en dus de netto-afvoer geleidelijk teruglopen. Het uitmijnen lukt alleen zolang de opname en daarmee de afvoer duidelijk groter is dan de aanvoer. Omdat relatief weinig water uit de bouwvoor direct langs de waterlopen in het oppervlaktewater terecht komt resulteert uitmijnen in bufferstroken in een beperkte verandering van de waterkwaliteit.
2. Naast de P-opname door de planten werkt de bufferstrook via het onderscheppen van laterale P-stromen, en door zowel het vastleggen van opgelost fosfor als door het invangen van fosfor in suspensie (mest en humus) bij oppervlakte-afstroming. Laterale nutriëntenstromen via drainbuizen of via diep grondwater blijven geheel buiten bereik van de plantenwortels in de bufferstroken en worden nauwelijks in een bufferstrook vastgelegd. In Brabant stroomt daardoor bij een normale landbouwkundige inrichting en gebruik een groot deel van het water onder droge bufferzones door. De effectiviteit van de droge bufferzones is daardoor twijfelachtig. Bij verlaagde bufferstroken (natte bufferstroken), die zijn ontstaan door afgraving, is een groot deel van het fosfaat reeds verwijderd vlak naast de waterloop, hetgeen in eerste instantie positief werkt. De werking is echter beperkt doordat het fosfaat dat vanuit het verhoogde deel van het perceel uitspoelt naar de bufferstrook slecht gebufferd zal worden in deze bufferstrook. Dit wordt veroorzaakt doordat in de natte bufferstrook langdurig anaëroob omstandigheden heersen. Onder deze omstandigheden wordt fosfaat slecht vastgelegd (blijft goed mobiel). Dit betekent dat uiteindelijk eerst het droge deel naast de natte bufferstrook van fosfaat ontdaan moet worden, alvorens ook op langere termijn een verbetering te verwachten is in de natte bufferstrook en het aanliggende oppervlaktewater.
3. Daarnaast telt het effect van niet meebemesten van de bufferstrook mee. Het gunstige effect van dit laatste op de waterkwaliteit staat buiten kijf.

Het te realiseren effect van een bufferstrook op de fosfaatuitspoeling is niet goed bekend en is locatie-specifiek.

Breedte van bufferstroken.

Op basis van vooral buitenlandse literatuur is geconcludeerd dat voor droge bufferstroken een breedte van 10 meter optimaal was, en tussen 5 en 20 meter voor natte bufferstroken. De keuze was gemotiveerd op basis van de geringe effectiviteittoename die resulteerde van nog verdere verbreding. In grote lijnen vermindert bij droge buffers de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater tot 50 procent bij 5 meter breedte en tot 70 procent bij 10 meter breedte. De spreiding in beschouwde breedtes lag tussen 2 en 22 meter maar er waren zeer weinig metingen aan buffers smaller dan 5 meter. De spreiding in resultaten voor wat betreft de mate van effectiviteit is groot, juist voor de breedtes van 2 tot 10 meter.

De informatie over de effectiviteit van bufferstroken op basis van buitenlandse literatuur is niet goed vertaalbaar naar Nederlandse omstandigheden (vlak bodemoppervlak, hoge grondwaterstand) en kent daarnaast een hoge mate van onzekerheid. De 'buitenlandse' bufferstroken zijn vooral bedoeld om P-afvoer via erosie en oppervlakkige afstroming in relatief steile gebieden te voorkomen. Dit betekent dat in eerste instantie op basis van de verzamelde buitenlandse literatuur een indicatie voor de gewenste breedte van de bufferstroken afgeleid kan worden. Het is echter niet duidelijk welke effectiviteit bij deze breedte van bufferstroken wordt gerealiseerd. Nader onderzoek naar de effectiviteit van bufferstroken en de optimale breedte onder Noord-Brabantse omstandigheden is dringend gewenst.

In kaart brengen van kansrijke maatregelen

Het is wenselijk om over kaarten te beschikken, waarop de effectiviteit van elk type ingreep locatiespecifiek wordt aangegeven. Daarbij moet worden gedacht aan kaarten van 1:10.000 en gedetailleerder. Dergelijke gedetailleerde kaarten kunnen alleen samengesteld worden op basis van gedetailleerde gebiedsinformatie, die vaak niet beschikbaar is. Dat betekent dat om de vraagstelling te kunnen beantwoorden gebiedsspecifiek informatie verzameld moet worden of dat de vraagstelling wordt aangepast zodat gebruik kan worden gemaakt van bestaande, meer globale kaarten en informatie.

Benodigde informatie om voor de bovenstaande vraagstelling een gebied te karakteriseren, omvat:

1. bodemtype
2. fosfaatbindend vermogen bij 25% verzadiging per bodemtype
3. P-voorraad
4. grondwatertrap
5. kwel
6. drainagedichtheid
7. slootdichtheid

De volgende hydrologische informatie is voor Brabant beschikbaar:

1. Bodemkaart (1:50.000 lokaal ook 1:10.000)
2. Fosfaatbindend vermogen (1:250.000)
3. P-voorraad (gemeenteniveau, > 1:250.000)
4. Historische Gt-kaarten en (deels) Geactualiseerde Gt-kaarten (1:50.000)
5. Kwelintensiteitkaarten (eenheden van 500x500 meter, > 1:100.000)
6. Geschatte drainagedichtheid (Massop, > 1:50.000)
7. Slootdichtheid (1:10.000)

Gegevens over het fosfaatbindend vermogen en de P-voorraden zijn niet op een bruikbaar schaalniveau beschikbaar. Het door Massop geschat voorkomen van buisdrainage en de kwelintensiteitskaarten zijn niet voldoende nauwkeurig om te gebruiken voor het evalueren van specifieke maatregelen op gedetailleerd niveau. Voor de identificatie van probleemgebieden op een meer regionaal schaalniveau kan deze informatie wel worden gebruikt. Dat is niet eenvoudig omdat daarbij moet goed worden gekeken naar de betrouwbaarheden van de gebruikte relaties voor de

verschillende bodems. De bodemkaart en Gt-kaarten benaderen het noodzakelijke schaalniveau, de slootdichtheid is op die schaal beschikbaar. De nu beschikbare informatie over de lokale hydrologische situatie en de mate van P-ophoping is derhalve te grof om voor concrete lokale situaties maatregelen te ontwerpen. Met de huidige gegevensbestanden kunnen uitsluitend uitspoelingsgevoelige zones worden geïdentificeerd. Voor een gebiedspecifieke aanpak van het fosforprobleem dient meer gedetailleerde informatie verzameld en berekend te worden.

Aanpak voor globale identificatie van zones met gronden gevoelig voor P-uitspoeling

- Mbv het grondgebruik worden de (voormalige) landbouwgronden geselecteerd.
- Mbv de Gt-kaart worden de sterk uitspoelingsgevoelige gronden ($\text{GHG} < 40$ cm-mv), de minder uitspoelingsgevoelige gronden ($40 < \text{GHG} < 80$ cm-mv) en de niet-uitspoelingsgevoelige gronden ($\text{GHG} > 80$ cm-mv) binnen de landbouwgronden worden onderscheiden.
- Mbv de kaarten met geschat voorkomen van buisdrainage kunnen de risicogebieden verder worden ingeperkt (waar intensieve buisdrainage aanwezig is, is het risico op uitspoeling van P klein). Hierbij moet de betrouwbaarheid van de gebruikte relaties voor de verschillende bodem-gewas-combinaties echter goed in ogenschouw worden genomen.

Aanpak voor maatregelen

Voor de eerder genoemde ingrepen om de P-belasting te verminderen, is de wijze van aanpak en de benodigde informatie hieronder aangegeven.

1. Uitmijnen van fosfaatvoorraad:

- Berekening van fosforopslagcapaciteit in afhankelijkheid van bodemtype en -textuur, chemische samenstelling (Al- en Fe-gehalte, pH), en grondwaterstand;
- Historische bemesting en berekening van de fosforophoping en fosfordiepteprofiel in bodem;
- Berekening van mate van jaarlijkse fosforonttrekking in afhankelijkheid van landgebruik en bemesting;
- Berekening van mate van fosforuitspoeling in huidige en toekomstige (bijvoorbeeld uitmijnen en hogere grondwaterstand) situatie;
- Chemische bepalingen voor het bepalen van fosforopslagcapaciteit en huidige fosforophoping zijn waarschijnlijk noodzakelijk.

2. Voorkomen uitspoeling door intensieve ondiepe buisdrainage:

- Berekening van fosforopslagcapaciteit in afhankelijkheid van bodemtype en -textuur, chemische samenstelling (Al- en Fe-gehalte, pH), en grondwaterstand;
- Historische bemesting en berekening van de fosforophoping en fosfordiepteprofiel in bodem;
- Om fosfaat in de bovengrond vast te houden, moet de grondwaterstand beneden de zone met fosforophoping te blijven. Dit bepaalt de minimale draandiepte;

- De drainafstand is afhankelijk van de toekomstige kwel en GHG bij vernatting, de maatgevende neerslag en de hydraulische doorlatendheid van de bodem; daartoe is gedetailleerde informatie over toekomstige GHG, kwel, hydrologische doorlatendheid van de bodem en de ruimtelijke distributie van de oppervlaktewateren is noodzakelijk.
3. Onderscheppen van fosfor via droge bufferstroken:
- gedetailleerde informatie over het risico en de mate van runoff en erosie op basis van topografie- en landgebruikkaart;
 - bepalen van mate van afstroming via drains, ondiep en diep grondwater in afhankelijkheid van kwel, drainagesysteem, afstand tot oppervlaktewater, en hydrologische bodemeigenschappen (watervoerende lagen en slechtdoorlatende lagen);
 - berekening van optimale breedte van bufferstrook in afhankelijkheid van erosierisico en van mate van afstroming via ondiep grondwater (zie 2.), de gewenste verblijftijd in bufferstrook voor vastlegging en gewasonttrekking, en de hydrologische bodemeigenschappen;
 - gedetailleerde informatie over topografie, landgebruik (akker- en tuinbouwgebieden), toekomstige GHG, kwel, hydrologische doorlatendheid van de bodem en de ruimtelijke distributie van de oppervlaktewateren is noodzakelijk.
4. Opvangen van fosfor via natte bufferstroken:
- bepalen van mate van afstroming via drains, ondiep en diep grondwater in afhankelijkheid van kwel, drainagesysteem, afstand tot oppervlaktewater, en hydrologische bodemeigenschappen (watervoerende lagen en slechtdoorlatende lagen);
 - berekeningen van het verloop van water- en fosforafvoer via drains en lateraal uittredend grondwater over het jaar en van de fosforvastlegging en gewasonttrekking in de natte buffers kunnen worden gedaan voor verschillende omstandigheden m.b.t. hydrologische bodemeigenschappen, drainagesysteem en slootwaterpeil en geven een indicatie van de effectiviteit waarmee deze buffers fosfor kunnen vastleggen en onttrekken;
 - gedetailleerde informatie over landgebruik, grondwaterstand, kwel, drainagesysteem, hydrologische doorlatendheid van de bodem en slootwaterpeil is noodzakelijk.
5. Afgraven van de fosfaatvoorraad:
- Berekening van fosforopslagcapaciteit in afhankelijkheid van bodemtype en -textuur, chemische samenstelling (Al- en Fe-gehalte, pH), en grondwaterstand;
 - Historische bemesting en berekening van de fosforophoping en fosfordiepte-profiel in bodem;
 - Berekening van mate van fosforuitspoeling in huidige en toekomstige (door afgraven wordt de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld kleiner).

Literatuur

- Chardon, W.J., Oenema, O., Schoumans, O.F., Boers, P.C.M., Fraters, B., and Geelen, Y.C.W.M. 1996. Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Deel 8, Wageningen.
- Schoumans, O.F. en A. Breeuwsma (1990). Methode voor de chemische bodem-schematisatie van PAWN-districten op basis van de bodemkaart schaal 1 : 250 000. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 45, 38 p.
- Schoumans, O.F., and Köhlenberg, H. 1995. Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatsuitlekking uit landbouwgronden. Mogelijkheden van toediening van aluminium en ijzerverbindingen aan de bodem. Staring Centrum Wageningen, Rapport no. 374.2.
- Schoumans, O.F., and Kruijne, R. 1995. Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatsuitlekking uit landbouwgronden. Meting van de fosfaatsuitlekking uit fosfaatverzadigde zandgrond met en zonder hydrologische maatregel. Staring Centrum Wageningen, Rapport no. 374.1.
- Schoumans, O.F., and Kruijne, R. 1995. Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatsuitlekking uit landbouwgronden. Eindrapport. Staring Centrum Wageningen, Rapport no. 374.
- Schoumans, R. Kruijne en D.T. van der Molen, 1995. Vermindering van de fosfaatsuitlekking. Mogelijkheden bij fosfaatverzadigde gronden. Landschap. Vol. 6: 63-73.

Bijlage III: Toelichting pilotgebieden

Als eerste casus is het gebied Weerijds behandeld. Dit gebied is gelegen ten zuiden van Breda. Een belangrijke agrarische functie in dit gebied vormt tuinbouw waarbij grote hoeveelheden bestrijdingsmiddelen worden gebruikt. Vooral bij de aardbeienteelt en niet de grondgebonden boomkwekerijen is de belasting van het oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen groot.

In het gebied Weerijds zijn de natuurgebieden Krabbecoschen en Matjens geselecteerd en de waterlopen de Weerijds en de Kleine Beek.

1. Weerijds.

Karakteristiek:

Deze waterloop vormt de hoofdstroom in het gebied Weerijds. Zij heeft een viswater functie en is gelegen in een intensief agrarisch gebied met veel boomkwekerijen en tuinbouw o.a. aardbeienteelt. Een deel van de boomkweek is niet grondgebonden en vindt plaats op beton en plastic. De op de niet grondgebonden kwekerijen gebruikte bestrijdingsmiddelen worden ongezuiverd geloosd op de Weerijds

Knelpunten:

stikstof, fosfaat en bestrijdingsmiddelen

Oorzaak:

75 % van de externe belasting met fosfaat en stikstof komt uit België. Daarnaast vindt belasting van nutriënten en bestrijdingsmiddelen vanuit de landbouw in het gebied plaats.

Maatregel:

Een belangrijke maatregel is het zuiveren van grensoverschrijdend water vanuit België. Daarnaast zullen maatregelen langs de beek noodzakelijk zijn die de uit en afstroming van nutriënten en bestrijdingsmiddelen vanaf de boomkwekerijen en tuinbouw tegen gaan. Hierbij gaat de voorkeur uit naar een natte bufferzone met accolade profiel waardoor stikstof kan denitrificeren. Door het verdiept aanleggen van de bufferstrook zal het in de bovengrond aanwezige fosfaat worden afgevoerd. Om de last aan bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater te verlagen kan gekozen worden voor een met de beek parallel stromende geul voorzien van zuiveringsmoeras zodat water van bestrijdingsmiddelen, stikstof en fosfaat van de boomkwekerijen gezuiverd is alvorens het in de beek uitstroomt.

Daarnaast is het aan te bevelen een beroep te doen op de Belgische overheid om op grond van EU-verdragen grensoverschrijdend water te zuiveren. Ook zal het bevorderen van een gesloten kringloop van water op boomkwekerijen de kwaliteit van het oppervlaktewater sterk verbeteren.

2. Krabbebosschen

Karakteristiek:

De Krabbebosschen is een relatief klein natuurgebied gelegen benedenstrooms van een deelstroomgebied met veel landbouw. Ten westen van Krabbebosschen liggen vloeiveiden deels begroeid met dennenbos een deels met schraalgrasland. Het gebied is in sterke mate afhankelijk van kwel. Het gebied is hydrologisch geïsoleerd.

Knelpunten:

Verdroging door te lage grondwaterstand, ook bij verhoging van de grondwaterstand volgens het natuur scenario (GGOR-natuur) blijft verdroging een probleem. Het gebied mag niet in contact komen met oppervlaktewater omdat dit een te lage waterkwaliteit heeft.

Oorzaak:

Te lage grondwaterstand door ontwatering van de omliggende landbouwgebieden

Maatregel:

Door water vast te houden in het gebied kan de grondwaterstand zich mogelijk herstellen. De beek echter mag niet overstromen in het kwetsbare schraalgrasland omdat de waterkwaliteit van de beek te laag is. Dit is tevens de rede waarom dit natuurgebied niet geschikt is als waterbergingsgebied. Mogelijk is bij een betere grondwaterstand ook de kwaliteit van het kwelwater onvoldoende om de gewenste natuurdoeltypen te realiseren.

3. Matjens

Karakteristiek:

Het moeras de Matjens vormt een klein natuurgebied op de Belgische grens

Knelpunten:

Interne eutrofiering door mineralisatie van veen als gevolg van verdroging. Verdroging.

Oorzaak:

Verdroging van het gebied, door een te lage grondwaterstand. Dit is niet te verhelpen bij verhoging van de grondwaterstand volgens het natuurscenario (GGOR-natuur). Verder heeft het oppervlaktewater een te hoge belasting met stikstof, fosfaat en bestrijdingsmiddelen, dit geldt m.n. voor water afkomstig uit België.

Maatregel:

Door water vast te houden in het gebied kan de grondwaterstand zich mogelijk herstellen. Tevens kan de eutrofiering door oppervlaktewater worden tegengegaan door het omleiden van de beek om het gebied zodat vervuild grensoverschrijdend water niet in contact komt met het natuurgebied. Een bufferzone rondom het natuurgebied kan ook bijdragen aan herstel van de grondwaterstand en het tegengaan van eutrofiering.

4. Kleine Beek

Karakteristiek:

De Kleine Beek is een waterloop die uitstroomt in de Weerij. Langs de beek is een ecologische verbindingzone gepland. De beek stroomt door intensief agrarisch gebied

Knelpunten:

stikstof en fosfaat en bestrijdingsmiddelen

Oorzaak:

De omringende intensieve landbouw veroorzaakt eutrofiering. Ook in het grensoverschrijdend oppervlaktewater vanuit België zijn de concentraties aan eutrofiërende stoffen hoog.

Maatregel:

Plas-dras bufferstrook rond beek (denitrificatie van stikstof en afgraven van fosfaatverzadigde bovengrond). Geconcludeerd moet worden dat zonder flankerend generiek beleid deze beek niet valt te beschermen. Om te voorkomen dat vervuild water vanuit de Kleine beek de waterkwaliteit van de Weerij verlaagd kan gekozen worden voor het aanleggen van een zuiveringsmoeras voor de uitstroom van de Kleine Beek in de Weerij.

Als tweede casus is het gebied Bakelse Aa in de workshop besproken. De Bakelse Aa bevindt zich ten oosten van Helmond. In dit gebied is de agrarische sector m.n. gericht op veeteelt en de hiermee samenhangende maïsteelt. Hierdoor valt te verwachten dat m.n. nutriënten een belastende factor vormen voor de natuurgebieden. In dit gebied zijn de waterlopen Astense Aa en Soeloop, Snelle Loop en Esperloop en Peelse Loop en de natuurgebieden De Biezen en De Bult en KlotterPeel geselecteerd en besproken.

1. Astense Aa en Soeloop

Karakteristiek:

Deze beken hebben een natuurfunctie volgens het Waterbeheersplan (zie ook rapport Streefbeeld en beek en kreek herstel Buskens & de Wilde, 2001). De Soeloop was een zure beek waarop door het bovenstrooms liggende veengebied werd afgewaterd. Tegenwoordig heeft het water het zure karakter verloren door menging met gebiedsvreemd water vanuit de Maas en het intensieve landgebruik in het stroomgebied van de Astense Aa. Doordat het bovenstrooms gelegen gebied onder verdroging leidt is de beek eutroof (landbouwinvloed en afbraak veen) en kent een hoge belasting aan zware metalen.

Knelpunten:

Nutriënten en zware metalen en een afwijkende ionenbalans door de invloed van gebiedsvreemd Maaswater.

Oorzaak:

Maaswater, omringende landbouw en mineralisatie van bovenstrooms veengebied.

Maatregel:

Door de waterhuishoudkundige situatie in het bovenstrooms gelegen veengebied te herstellen zal de afbraak van veen afnemen. Afhankelijk van de

kwaliteit van de waterbodem kan lokaal baggeren noodzakelijk zijn om de nutriëntenlast verder terug te dringen. Onduidelijk is of de hoge zware metalen last in de beek verwijderd dient te worden.

2. Snelle Loop en Esperloop

Karakteristiek:

Beide beken hebben een functie als ecologische verbindingszone, de Snelle Loop heeft verder de functie watersysteembeek (geen aanvullende waterkwaliteitseisen) en de Esperloop de waternatuurfunctie (Waterbeheersplan). De beken zijn gelegen in een door akkerbouw (maisteelt) gedomineerd gebied. Ten behoeve van de landbouw vindt vanuit de Peelkanalen waterinlaat plaats. De Esperloop is van nature een voedselarme bovenloop die ter hoogte van Bakel de Peelrandbreuk snijdt. Door aanwezigheid van ijzer in bodem en grondwater vindt fosfaatbinding plaats, waardoor de gehalten in het oppervlaktewater laag zijn. Dit leidt waarschijnlijk tot verhoogde fosfaatgehalten in de waterbodem. De Esperloop wordt niet gevoed door gebiedsvreemd water in tegenstelling tot de Snelle Loop die wel door inlaatwater gevoed wordt. In de Esperloop vindt veel kwel plaats.

Knelpunten:

Nutriënten en bestrijdingsmiddelen.

Oorzaken:

Landbouw in het gebied en in het geval van de Snelle Loop gebiedsvreemd water.

Maatregel:

De geschikte maatregelen voor deze waterlopen zijn niet expliciet besproken in de workshop, maar qua aard zouden zij gelijk moeten zijn aan die van de andere beken met aanvoer van nutriëntrijk water.

3. Peelse Loop

Karakteristiek:

Ook deze beek heeft een watersysteembeek (geen aanvullende waterkwaliteitseisen), daarnaast is een ecologische verbindingszone langs de beek gerealiseerd. In de Peelse loop wordt gebiedsvreemd water ingelaten. Hierdoor komen er veel nutriënten het gebied binnen, ongeveer 50% van de nutriëntenvracht komt van buiten het gebied.

Knelpunten:

Nutriënten en bestrijdingsmiddelen

Oorzaken:

Inlaat van gebiedsvreemd Maaswater en diffuse belasting van nutriënten en bestrijdingsmiddelen door landbouwactiviteiten in het gebied.

Maatregel:

Bufferstroken langs de beek daar waar geen ecologische verbindingszone ligt. Indien de gronden langs de beek fosfaatverzaadigd zijn zal moeten worden gekozen voor bufferstroken met accolade profiel om de uitspoeling van fosfaat in de fosfaat verzaadigde bovenlaag tegen te gaan.

4. De Biezen

Karakteristiek:

Het gebied De Biezen is een hydrologisch geïsoleerd kwelafhankelijk natuurgebied waarbinnen zich landbouwpercelen bevinden. De landbouw in dit gebied zal op termijn wijken voor natuur van het type vochtig schraalland, bloemrijk grasland en natuurbos. Het gebied watert af op de Snelle Loop en de Broek Loop.

Knelpunten:

Verdroging en kwel van lage kwaliteit uit het omringende landbouwgebied

Oorzaken :

Hydrologie in gebied

Maatregel:

Voor het bepalen van geschikte maatregelen is nader te onderzoek nodig. Mogelijk kan door het aanbrengen van een bufferzone van extensieve landbouw de lokale uitspeeling vanuit de landbouw worden tegengegaan door uitruil van percelen onder intensief gebruik naar een extensieve vorm van landbouw zodat de relatieve mestgift kan afnemen. Dit gebied is niet geschikt om gebiedsvreemd water te bergen, daar deze een te lage kwaliteit zal hebben. Wel kan hier de functie van waterconservering (opslag gebiedseigen water) worden toegekend.

5. de Bult en Klotterpeel

Karakteristiek:

Beide natuurgebieden liggen hoog en zijn hierdoor hydrologisch geïsoleerd, de Bult is een hoogveen restant. De Klotterpeel ligt in potentieel waterbergingsgebied wat een knelpunt zal veroorzaken doordat gebiedsvreemd water een te hoge nutriënten last heeft. Klotterpeel is wel geschikt voor waterconservering.

Knelpunt

Verdroging waardoor het veen afbreekt wat leidt tot interne eutrofiering. Verhoging van de grondwaterstand volgens het natuurscenario neemt dit knelpunt niet weg.

Oorzaak

Ontgronding van de omliggende gebieden in combinatie met ontwatering van deze gebieden hebben geleid tot verdroging.

Maatregel:

Interne eutrofiering tegengaan door verbeteren van de waterhuishoudkundige situatie (opzetten hoger peil). Geen waterberging plannen in deze gebieden.

Als laatste gebied is de Beerze-Reusel behandeld. De Beerze-Reusel bevindt zich ten oosten van Tilburg. In dit gebied zijn de gehalten aan zware metalen in de bodem relatief hoog als gevolg van historische belasting vanuit de metaalindustrie. Beerze-Reusel heeft relatief veel kwetsbare natuur. In dit gebied zijn de natuurgebieden Diesenbroek, Westerbeeksebroek en Smalbroeken en de waterlopen

1. Diesenbroek

Karakteristiek

Dit gebied vormde in het verleden een groot aaneengesloten blauwgrasland (30 ha). Het is een voormalig overstromingsgebied wat 1 à 2 maanden per jaar blank stond vanwege o.a. kwel. Tegenwoordig vindt hier landbouw, m.n. maïssteelt, plaats het geen gepaard gaat met diepe ontwatering van de landbouwgronden. Het blauwgrasland is teruggedrongen tot slechts 0.5 ha. In dit gebied vindt natuurontwikkeling plaats met als doel het areaal blauwe graslanden te vergroten. Door de toegepaste landbouw is de bodem met fosfaat verrijkt.

Knelpunt:

fosfaat en verdroging

Oorzaak

1. Diffuse aanvoer vanuit het bovenstrooms gelegen agrarisch gebied via de Reusel;
2. Aanvoer van nutriënten door RWZI welke op het spruitenstroompje loost;
3. interne eutrofe kwel (fosfaat);
4. Aanvoer via sloten vanuit achterland welke direct in het gebied zelf ontwateren

Maatregel:

RWZI omleggen naar kanaal. Bufferstroken langs aanvoerende beken (primaire, secundaire en tertiaire lopen voorzien van bufferstrook). Eutroof landbouwwater ter plekke omleiden met buis om de kwel in het gebied te verhogen. Afgraven van de fosfaat verzadigde gronden in het gebied.

2. Smalbroeken.

Karakteristiek

Smalbroeken vormt een natuurgebied met moerasbos en schraalgrasland, door dit gebied meandert de beek in haar natuurlijke staat. De beek heeft een waternatuurfunctie. Bovenstrooms is een groot natuurontwikkelingsproject uitgevoerd wat voorkomt dat de Beerze overstroomt in het natuurgebied. Het gebied is kwelafhankelijk.

Knelpunten

Nitraat, fosfaat en bestrijdingsmiddelen

Oorzaken

Een te lage waterkwaliteit in het bovenstrooms deelstroomgebied

Maatregel

Zuiveren RWZI welke uitloopt in de Beerze, buffers rond primaire, secundaire en tertiaire lopen van de Beerze.

3. Spruitenstroompje

Karakteristiek:

Het Spruitenstroompje is een ondiep stroompje waarvan de west-oost tak vooral afhankelijk is van grondwater (brongebied) terwijl de zuid-west tak gevoed wordt door oppervlaktewater. De beek heeft een waternatuurfunctie en in de west-oost tak is een ecologische verbindingszone gepland. Er ligt een oude vuilstort in dit gebied. Het stroompje wordt omringd door agrarisch land onder intensief beheer.

Knelpunt:

Stikstof, fosfaat en bestrijdingsmiddelen uit de landbouw, RWZI, en overstorts.

Oorzaken

RWZI en overstorts bovenstrooms en landbouw in eigen deelstroomgebied

Maatregelen

Aanleggen van de geplande ecologische verbindingszone. Daar waar geen verbindingszone is gepland een bufferstrook aanleggen met accolade profiel. In het gebied rondom de beek toestaan van beheerslandbouw.

Opmerking mogelijk beschermt de ijzerrijke kwel tegen fosfaatbelasting.

4. Westerbeerze broek

Karakteristiek:

De Westerbeerze broek is een gebied met hooilanden, heide, moerasbos en struikgewas.

Knelpunten:

Stikstof, fosfaat en bestrijdingsmiddelen

Oorzaken

Diffuse aanvoer vanuit de landbouw in het gebied en effluent van de RWZI bovenstrooms

Maatregelen:

Het zuiveren van het effluent van de RWZI (door extra 4-de trap of zuiveringsmoeras of het effluent afleiden naar een kanaal). Bufferstroken met accolade profiel (afgraven toplaag waardoor fosfaatverzadigde bovenlaag weggenomen wordt) rond de beek. Geen waterberging in het gebied plannen.

5. Aa of Goorloop

Karakteristiek:

De Aa of Goorloop vormt een voedselarme zwakgebufferde zure beek bovenloop, deze beek is zeer kwetsbaar.

Knelpunt, Oorzaak:

Stikstof in het oppervlakte water vanuit omringende landbouw, mogelijk ook fosfaat.

Maatregelen:

Extensivering van de landbouw ter plekke of een zuiveringsmoeras plaatsen daar waar het landbouwwater in de beek uitstroomt.

Bijlage IV: Lijst van Kaarten op CD-Rom

Voor de pilot gebieden Weerij, Bakelse Aa en Beerze-Reusel zijn onderstaande kaarten te vinden op de CD-Rom

Doelen

- 1-NDT kaart
2-Waterberging plus Beek en Kreekherstel

Gebiedsinformatie

- 3-Aanduiding stroomgebieden
- 4-Debietenkaart
- 5-Kwelkaart
- 6-Knelpunt waterdoelen kaart huidige situatie
- 7-Knelpunt waterdoelen Natuurscenario
- 8-Bodemkaart
- 9-Topografische kaart
- 10-Topografische kaart met vormen van landbouw
Landbouwgegevens
- 11-Aantal bedrijven
- 12-GraasVeeEenheden (GVE)
- 13-Intensieve veehouderij

Stressfaktoren

- 14-N belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, interne en externe puntbronnen
- | | |
|---------------------------------------|-------------|
| 15-N belasting vracht vanuit landbouw | huidige GHG |
| 16-N belasting vracht vanuit landbouw | huidige GHG |
- Scenario N=0 en scenario GGOR
- 17-P belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, interne en externe puntbronnen
- | | |
|---------------------------------------|-------------|
| 18-P belasting vracht vanuit landbouw | huidige GHG |
| 19-P belasting vracht vanuit landbouw | huidige GHG |
- Scenario P=0 en scenario GGOR
- 20-Totale stikstof depositie (Ammoniak + NOx)
- 21-Bestrijdingsmiddelen
- 22-Bodemgehalten Cd en Cu
- 23-Bodemgehalten Pb en Zn
- 24-Vracht puntbronnen Cd, Cu, Pb en Zn

Resultaten

- 25-Oorzakenkaart
26-Maatregelenkaart

Verantwoording Kaarten

Kaart 1: NDT kaart

Deze kaart is aangeleverd door de Provincie.

Kaart 2: Waterberging plus Beek en Kreekherstel

De potentiële waterbergingsgebieden kaart is aangeleverd door de Provincie, gegevens over de in deze kaart opgenomen beschermde beken zijn afkomstig van het rapport Streefbeelden Beek en Kreekherstel (Buskens & de Wilde, 2001). Zie ook bijlage V.

Kaart 3: Afwateringseenheden

Deze voor dit project ontwikkelde kaart benoemt de afwateringseenheden.

Kaart 4: Debieten kaart

De debieten kaart voor de deelstroomgebieden Bakelse Aa en Beerze-Reusel zijn gebaseerd op door Alterra voor deze studie met hydrologische modellen berekende debieten. De debietkaart voor Weerijs is gebaseerd op gegevens over gemeten debieten aangeleverd door Hoogheemraadschap West-Brabant

Kaart 5: Kwelkaart

Deze kaart is aangeleverd door de Provincie

Kaart 6: GGOR kaart Huidige Situatie

Deze kaart is aangeleverd door de Provincie

Kaart 7: GGOR Natuur scenario

Deze kaart is aangeleverd door de Provincie

Kaart 8: Bodemkaart

Afkomstig uit het bodemarchief van Alterra

Kaart 9: Topografische kaart

Kaart afkomstig van de Topografische dienst

Kaart 10: Topografische kaart met vormen van landbouw

Kaart afkomstig van de Topografische dienst

Kaart 11: Landbouwgegevens-Aantal bedrijven

Afkomstig van Geografische informatie systeem agrarische bedrijven (GIAB 2000)

Kaart 12: Landbouwgegevens-Graas Vee Eenheden (GVE)

Afkomstig van Geografische informatie systeem agrarische bedrijven (GIAB 2000)

Kaart 13: Landbouwgegevens-Intensieve Veehouderij

Afkomstig van Geografische informatie systeem agrarische bedrijven (GIAB 2000)

Kaart 14: N belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, interne en externe puntbronnen

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 15: N belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw huidige GHG

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 16: N belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, huidige GHG scenario N=0 en scenario GGOR

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 17: P belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, interne en externe puntbronnen

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 18: P belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw huidige GHG

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 19: P belasting oppervlakte water bijdrage vanuit landbouw, huidige GHG scenario P=0 en scenario GGOR

Kaart gebaseerd op resultaten uit de studie van van Diepen *et al.* (2002)

Kaart 20: Totale stikstof depositie (Ammoniak + NOx)

Voor deze studie ontwikkelde kaart is gebaseerd op berekeningen van de NH₃ (let wel: in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) emissies uitgevoerd met het Initiatormodel met een mesttoevoer voor het jaar 2000 zoals berekend met het model Clean. Het gegenereerde bestand heeft een gridcelgrootte van 500 x 500 meter. De totale N depositie gegevens zijn afkomstig uit de Milieubalans 2000. RIVM met een gridcelgrootte van 1000 x 1000 meter.

Referentie:

De Vries, W., J. Kros, O. Oenema and J. de Klein, 2002. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* in press.
RIVM. 2001. Milieubalans 2001. Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieu. Kluwer, Alphen ad Rijn

Kaart 21: Bestrijdingsmiddelen

De gegevens voor deze kaart zijn berekend met het model ALCHEMA, de middelen en hun gebruik is gebaseerd op het jaar 1998. Zie voor nadere toelichting Bijlage VI.

Kaart 22: Bodemgehalten Cd en Cu.

Kaart 23: Bodemgehalten Pb en Zn.

De gegenereerde kaartbeelden zijn een deel van een landsdekkend beeld dat is gebaseerd op een combinatie van gegevens uit verschillende databestanden (o.a. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, Provinciale Meetnetten Bodemkwaliteit, diverse DLO-bestanden, zie ook tabel 1 in Brus *et al.* (2002) en een geostatistische bewerking. In totaal omvat het bronbestand 3571 metingen voor Cd en Pb, en 2865 voor Cu en Zn.

Het Bodemkundig Informatiesysteem (BIS) van Alterra is gebruikt voor de basale bodemkenmerken (nodig om de verwachtingen van de metaalgehalten per gridcel te kunnen berekenen).

Referentie

Brus, D.J. J.J. de Gruijter, D.J. Walvoort, F. de Vries, P. Romkens en W. de Vries, 2002. Landelijke kaarten van de kans op overschrijding van kritieke zwaremetaalgehalten in de bodem van Nederland. Alterra rapport 124, 68 blz.

Kaart 24: Vracht puntbronnen Cd, Cu, Pb en Zn

Deze kaart is gebaseerd op de door de Waterschappen aangeleverde op meetpunten gemeten concentraties.

Kaart 25: Knelpunten en Oorzakenkaart

Deze kaart toont de resultaten van de methode uitgevoerd voor de pilotgebieden

Kaart 26: Maatregelenkaart

Deze kaart toont de resultaten van de methode uitgevoerd voor de pilotgebieden

Bijlage V: Toelichting Beek en Kreekherstel kaart

Voorkomende Waterlopen in de drie pilot gebieden met een speciale natuurfunctie (uit Buskens & de Wilde, 2001)

In het pilot deelstroomgebied Beerze Reusel komen 5 typen beken met een natuurfunctie voor, in het gebied Bakelse Aa twee en in het gebied Weerijs 1. Deze beken zijn weergegeven op de Beek en Kreek herstel kaart. Hieronder zijn de typen met hun karakteristieke flora en fauna beschreven.

Beerze-Reusel

Middenloop (langzaam stromende)

Streefbeeld ecologie

Macrofauna	beekjuffer, >2 soorten haften, >5 soorten kokerjuffers
Vissen	kopvoorn, serpeling, biermpje, rivierdonderpad
Macrofyten	fonteinkruid, egelskop, waterranonkel
Zoogdieren	waterspitsmuis, otter, bever

Moeraslandbeek

Streefbeeld ecologie

Macrofauna	Vlokreeft, weidebeekjuffer
Vissen	snoek, kwabaal
Macrofyten	nymphaeiden, krabbescheer
Zoogdieren	otter, bever

Bovenloop (langzaam stromende)

Streefbeeld ecologie

Macrofauna	Nemoura cinerea, Macropelopia
Vissen	biermpje
Macrofyten	sterrekroos waterranonkel
Oeverplanten	dubbelloof (varens)

Zure bovenloop

Streefbeeld ecologie

Macrofauna	Nemoura cinerea, Leptophlebia vespertina
Vissen	-
Macrofyten	duizendknoopfonteinkruid, vlotte bies
Oeverplanten	gagel, veenmos, draadzegge

Benedenloop (langzaam stromende)

Streefbeeld ecologie

Macrofauna	Vlokreeft, beekjuffer, kokerjuffers
Vissen	kopvoorn, serpeling, bittervoorn, grote modderkruiper
Macrofyten	fonteinkruid, nymphaeiden
Oeverplanten	waterspitsmuis, bever, otter

Bakelse Aa

Bovenloop (langzaam stromende)

Streefbeeld ecologie

<i>Macrofauna</i>	<i>Nemoura cinerea, Macropelopia</i>
<i>Vissen</i>	<i>bermpje</i>
<i>Macrofyten</i>	<i>sterrekroos waterranonkel</i>
<i>Oeverplanten</i>	<i>dubbelloof (varens)</i>

Zure bovenloop

Streefbeeld ecologie

<i>Macrofauna</i>	<i>Nemoura cinerea, Leptophlebia vespertina</i>
<i>Vissen</i>	-
<i>Macrofyten</i>	<i>duizendknoopfonteinkruid, vlotte bies</i>
<i>Oeverplanten</i>	<i>gagel, veenmos, draadzegge</i>

Weerijds

Bovenloop (langzaam stromende)

Streefbeeld ecologie

<i>Macrofauna</i>	<i>Nemoura cinerea, Macropelopia</i>
<i>Vissen</i>	<i>bermpje</i>
<i>Macrofyten</i>	<i>sterrekroos waterranonkel</i>
<i>Oeverplanten</i>	<i>dubbelloof (varens)</i>

Bijlage VI: Toelichting Bestrijdingsmiddelen kaart (auteur J. Deneer)

Belasting van oppervlaktewater met gewasbeschermingsmiddelen

Het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen leidt vrijwel steeds tot de belasting van oppervlaktewater met deze middelen. Hierbij zijn verschillende emissieroutes van belang:

1. Spuitdrift, treedt op tijdens toepassing van middelen en geeft aanleiding tot korte, hoge belastingen gedurende het teeltseizoen;
2. Afspoeling, treedt op bij overmatige neerslag kort na toepassing van middelen. Deze route wordt hier niet beschreven omdat te weinig informatie voorhanden is om tot een betrouwbare kwantitatieve beschrijving van deze route te komen;
3. Uitspoeling naar oppervlaktewater, via zijwaartse waterstroming door het perceel of via drainage. Geeft aanleiding tot lagere belastingen dan spuitdrift, die echter langer aanhouden en ook buiten het teeltseizoen optreden;

De belasting van oppervlaktewater kan worden geschat op basis van:

- Verbruik;
- Toepassingsareaal, dit is het deel van een gewasareaal waarop het middel wordt toegepast;
- De water/landverhouding die voor een gebied geldt. Belasting van oppervlaktewater zal in belang toenemen naarmate er meer oppervlaktewater in een gebied aanwezig is;
- Gewas(sen) waarin het middel wordt toegepast. Deze grootte is van belang omdat er verschillen bestaan tussen de gewassen voor wat betreft het gebruik van emissiereducerende maatregelen (breedte van teeltvrije zones, het gebruik van kantdoppen, het gebruik van een rijenspuut etc.).

Het verbruik aan middelen en de verdeling van dit verbruik over gewassen is geschat op basis van informatie die is ontleend aan het Informatiesysteem Bestrijdingsmiddelen (ISBEST), versie 4. Deze versie is nog niet beschreven, maar wijkt qua principes weinig af van versie 3 van ISBEST, die is beschreven door Smidt et al. (2000). Het middelenverbruik beschreven in ISBEST 4.0 is gebaseerd op de resultaten van enquêtes naar het verbruik aan gewasbeschermingsmiddelen in 1998 door het CBS (Bestrijdingsmiddelen-enquete) en een inventarisatie naar verbruik in 1998 door het Landbouw Economisch Instituut via het Bedrijven Informatie Netwerk (BIN). De verbruiksgegevens van BIN en CBS zijn door het LEI gecombineerd tot 1 dataset die een beschrijving van het middelenverbruik op plaag- en gewasniveau geeft. Doordat de set is gebaseerd op verbruiksgegevens uit 1998 komen er een aantal gewasbeschermingsmiddelen in voor die intussen niet langer zijn toegelaten. Er is bij de berekeningen geen rekening gehouden met de aanwezigheid van blijvend en/of tijdelijk grasland, met andere woorden: het areaal aan grasland is

op nul gesteld om te voorkomen dat een groot areaal grasland leidt tot een vertekend beeld van de verbruiksdruk.

Vanuit het verbruik wordt de belasting van het oppervlaktewater door spuitdrift berekend door gebruik te maken van in ISBEST opgenomen driftpercentages (gebaseerd op IMAG driftcijfers, Huijsmans et al., 1997), waarbij rekening wordt gehouden met verschillen in drift tussen gewassen, gebaseerd op verschillen in gewashoogte, teeltvrije zones, inzet van driftreducerende spuittechnieken etc.. Voor de verschillende gebieden wordt bij de berekening van de driftbelasting rekening gehouden met de voor die gebieden geldende water/land-verhouding.

Versillen in driftbelasting tussen de verschillende deelstroomgebieden zijn het gevolg van verschillen tussen deelgebieden voor wat betreft oppervlak cultuurgrond, verschillen in de relatieve aandelen van de gewassen die in de betreffende gebieden voorkomen en verschillen in de water/landverhouding tussen de gebieden.

Op basis van de opgetreden driftbelasting kan de kans worden berekend dat een stof in oppervlaktewater wordt aangetroffen. Dit is naast de absolute hoogte van de driftbelasting ook afhankelijk van het toepassingsareaal. Een stof die slechts op een klein deel van het totale areaal wordt toegepast zal niet snel op een willekeurige plek in het gebied in oppervlaktewater worden aangetroffen, tenzij de stof in zeer hoge doseringen is gebruikt. Ook voor stoffen die zeer snel uit het water verdwijnen door afbraak of verdamping geldt dat de kans dat men ze in oppervlaktewater aan zal treffen gering is. De wijze waarop met afbraak en verdamping rekening is gehouden wordt beschreven in Smidt en Deneer (2001). Op basis van de belasting van oppervlaktewater kan eveneens een volgorde worden aangebracht in de kans op toxische effecten voor waterleven, op basis van de MilieuBelastings Punten van het CLM (Kerngroep MJP-G, 1996).

De systematiek van afleiding van 'indices' om de milieubelasting te karakteriseren is ondergebracht in het instrument ALCHEMA en wordt beschreven door Merkelbach et al. (2001). Bestrijdingsmiddelen worden door vier indices gekarakteriseerd welke de volgende informatie geven:

- Hoogste verbruik en drift naar oppervlaktewater. Verbruik en drift naar oppervlaktewater lopen weliswaar binnen 1 gewas parallel, maar tussen verschillende gewassen kunnen driftpercentages voor stoffen verschillen. Deze index geeft een indruk welke stoffen veel worden gebruikt en tevens via spuitdrift in grote hoeveelheden in oppervlaktewater terechtkomen.
- Kans op aantreffen in oppervlaktewater in de periode april tot en met september. Deze index geeft aan welke stoffen de grootste kans hebben om in oppervlaktewater te worden aangetroffen indien gedurende het teeltseizoen op een willekeurig plek binnen het gebied wordt bemonsterd. Hierbij wordt rekening gehouden met verdwijnen van de stof en de grootte van het toepassingsareaal.
- Kans op optreden van acute effecten bij waterorganismen. Vergelijkbaar met de index 'kans op aantreffen in oppervlaktewater', waarbij echter ook de giftigheid van de werkzame stof voor alg, watervlo en vis wordt verdisconteerd. Welk van

deze organismen als eerste de toxische druk als gevolg van de aanwezigheid van de werkzame stof zal ervaren is niet uit de index af te leiden.

- Kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart. Geeft aan welke stoffen de grootste kans hebben om via laterale uitspoeling het oppervlaktewater te bereiken. Dit zijn tevens de stoffen die de grootste kans hebben om in oppervlaktewater te worden aangetroffen indien dit buiten het teeltseizoen op een willekeurige plek binnen het gebied wordt bemonsterd. Hierbij wordt rekening gehouden met verdwijnen van de stof en de grootte van het toepassingsareaal. Van belang voor het beoordeling van chronische toxiciteit.

De per indices geven ordening van de bestrijdingsmiddelen, geeft aan dat stof A voor bijvoorbeeld kans op acute effecten hoger scoort dan stof B, hieruit is echter niet af te leiden dat stof A daadwerkelijk tot effecten leidt. Om absolute uitspraken omtrent kansen van het optreden van effecten of het aantreffen van stoffen te kunnen doen is een veel gedetailleerdere onderbouwing van de berekeningen nodig die buiten het kader van dit project valt.

Referenties:

Kerngroep MJP-G (1996). Achtergronden van de milieumeetlat voor bestrijdingsmiddelen, 2e druk. Samenstelling: Centrum voor Landbouw en Milieu en IKC-Kerngroep MJP-G, Ede. Veenman Drukkers, Wageningen.

Merkelbach, R.C.M., J.W. Deneer, R.A. Smidt, J. Groenwold (2001). Bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater van Noord-Brabant. Alterra rapport 240, Alterra, Wageningen.

Smidt, R.A., M.F.R. Smit, F. van den Berg, J. Denneboom, J.C. van de Zande, H.J. Holterman, J.F.M. Huijsmans (2000). Beschrijving van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar lucht bij bespuiting van bodem en gewas in ISBEST 3.0. Milieuplanbureau-reeks, Alterra rapport 207, Alterra, Wageningen.

Smidt, R.A., J.W. Deneer (2001). Reductie van de belasting van oppervlaktewater met gewasbeschermingsmiddelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa door driftbeperkende maatregelen. Alterra rapport 191, Alterra, Wageningen.

Toepassing ALCHEMA Stroomgebied Beerze – Reusel

In Tabel 1 wordt een globaal overzicht gegeven van het gebruik en de emissie naar oppervlaktewater van gewasbeschermingsmiddelen in de verschillende deelstroomgebieden van Beerze – Reusel.

Tabel 1: Onderverdeling van stroomgebied Beerze – Reusel in deelstroomgebieden.

Deel Gebied	Oppervlak Cultuur Grond (ha)	Gewas met Grootste Oppervlak na Snijmaïs	Verbruik Werkzame Stof (kg/jaar)	Verbruiksdruk (kg werkzame stof / ha / jaar)	Driftbelasting Water (kg / jaar)
50	171	Cons. aardap.	750	4,4	0,21
51	162	Haver	590	3,6	0,40
55	9	Boomteelt	20	2,3	0,003
71	325	Suikerbieten	990	3,0	0,17
77	350	Waspeen	1070	3,0	0,26
78	416	Cons. aardap.	1590	3,8	0,58
82	129	Cons. aardap.	520	4,0	0,26
87	241	Cons. aardap.	865	3,6	0,30
95	143	Cons. aardap.	875	6,1	0,22
97	227	Cons. aardap.	1025	4,5	0,30
104	21	Zomergerst	93	4,5	0,07
107	18	-	41	2,3	0,02
110	18	-	40	2,3	0,02
115	680	Cons. aardap.	3200	4,7	0,55
116	250	Suikerbieten	790	3,2	0,26
118	372	Cons. aardap.	2150	5,8	0,69
125	139	Graszaad	515	3,7	0,20
126	35	Cons. aardap.	240	6,9	0,14
127	28	Suikerbieten	65	2,3	0,05
129	353	Cons. aardap.	1900	5,4	0,60
131	653	Cons. aardap.	4300	6,5	0,86
133	394	Cons. aardap.	2342	5,9	0,67
134	20	*	255	12,9	0,06
137	593	Suikerbieten	2640	4,5	0,43
139	525	Cons. aardap.	2400	4,6	0,59
141	12	*	20	1,7	0,02
143	2005	Cons. aardap.	15000	7,3	3,06
160	244	Cons. aardap.	1130	4,6	0,14
173	822	Cons. aardap.	4700	5,7	0,30
201	996	Cons. aardap.	4900	4,9	0,94
202	723	Cons. aardap.	3700	5,2	0,80
203	1130	Cons. aardap.	5900	5,3	1,43
204	174	Waspeen	640	3,7	0,87
Totaal	12378	Cons. aardap.	65000	5,2	14,7

* In deelstroomgebied 134 is het gewas met het grootste areaal niet snijmaïs maar consumptie aardappelen, gevolgd door aardbeien; in deelstroomgebied 141 is het gewas met het grootste areaal zomergerst, gevolgd door wintertarwe.

Voor alle gebieden geldt dat het grootste areaal landbouwgrond door snijmaïs wordt ingenomen, behalve in deelstroomgebieden 134 en 141 waar de grootste arealen worden ingenomen door resp. consumptie-aardappelen en zomergerst. Consumptie-aardappelen, suikerbieten en waspeen zijn voor het gebied van Beerze-Reusel als geheel de tweede, derde en vierde gewassen voor wat betreft areaal.

Hoewel op het niveau van de deelstroomgebieden grote overeenkomsten bestaan voor wat betreft het meest verbouwde gewas (bijna overal snijmaïs) en het tweede gewas (bijna overal consumptie-aardappelen of suikerbieten) bestaan er verschillen tussen de derde en vierde gewassen tussen de verschillende deelstroomgebieden. Vooral de wisselende verhouding tussen de arealen van eerste en tweede gewas (snijmaïs en aardappelen) geeft aanleiding tot de relatief grote verschillen in verbruiksdruk die tussen de verschillende deelstroomgebieden bestaan. De aardappelteelt kenmerkt zich door een aanzienlijk hoger verbruik aan gewasbeschermingsmiddelen dan in de teelt van snijmaïs gangbaar is.

De grote mate van overeenkomst tussen het eerste en tweede gewas in de verschillende deelstroomgebieden resulteert ook in een grote overeenkomst voor wat betreft de werkzame stoffen met het hoogste verbruik en de hoogste driftbelasting van oppervlaktewater. Hierbij is vooral de verhouding tussen het areaal snijmaïs en het areaal aan consumptie-aardappelen bepalend welke stof het grootste verbruik en de hoogste driftbelasting kent.

De gebieden kunnen in grote lijnen voor wat betreft verbruik, driftbelasting en middelen die in het oppervlaktewater kunnen worden aangetroffen (en daar eventueel toxische effecten bij waterleven veroorzaken), worden ingedeeld in 2 typen. Type 1 omvat de gebieden waar de teelt van snijmaïs het middelengebruik domineert. Type 2 omvat de gebieden waar het gebruik van middelen naast snijmaïs mede wordt bepaald door de teelt van consumptie-aardappelen. Daarnaast is er een kleine groep van overige gebieden waar andere teelten overheersen qua gebruik van middelen.

Tabel 2: Kenmerken van gebiedstype 1 in het stroomgebied Beerze – Reusel; verbruik vooral bepaald door de teelt van snijmaïs.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootste kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*
Pyridaat	Sulcotrion	Metolachloor*	Metolachloor*
Sulcotrion	Bentazon	Lindaan*	Bentazon
Metolachloor*	Metolachloor*	Sulcotrion	Terbutylazijn
Bentazon	Bromoxynil	Terbutylazijn	Lindaan*
Glyfosaat	Terbutylazijn	Bromoxynil	Sulcotrion
Bromoxynil	Dicamba	Dicamba	Dicamba
Terbutylazijn	Glyfosaat	Pyridaat	Fluroxypyr

* Geen toelating als gewasbeschermingsmiddel na 2000 vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Dit gebiedstype (type 1) wordt gekenmerkt door een relatief hoog verbruik van middelen die in de teelt van snijmaïs worden ingezet, zoals atrazin (inmiddels niet langer toegelaten), pyridaat, sulcotrion en bentazon.

Tabel 3: Kenmerken van gebiedstype 2 in het stroomgebied Beerze – Reusel; verbruik sterk mede bepaald door de teelt van consumptie-aardappelen.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootse kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Mancozeb	Atrazin*	Fentin-acetaat*	Atrazin*
Maneb	Maneb	Atrazin*	Propoxur
Propamocarb-HCl	Sulcotrion	Esfenvaleraat	Propachloor
Chloorthalonil	Propamocarb-HCl	Metribuzin	Maneb
Fluazinam	Zineb	Diquat	Carbendazim
Atrazin*	Chloorprofam	Chloorthalonil	Zineb
Pyridaat	Bentazon	Maneb	Metalaxyl*
Prosulfocarb	Metolachloor*	Monolinuron	Metolachloor*
Zineb	Diquat	Propachloor	Simazin
Sulcotrion	Chloorthalonil	Parathion-ethyl	Lenacil*

* Geen toelating als gewasbeschermingsmiddel na 2000 vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Dit gebiedstype wordt gekenmerkt door een relatief hoog verbruik van middelen die in de teelt van aardappelen worden ingezet, zoals mancozeb, maneb, chloorthalonil, fluazinam. De snijmaïs-middelen treden duidelijk minder op de voorgrond.

Het valt te verwachten dat het toelatingsbeleid verder wordt aangescherpt met het doel het gebruik van de werkzame stoffen met het hoogste risico te verminderen.

Het zal duidelijk zijn dat de indeling in gebiedstypen 1 en 2 een glijdende schaal is, doordat zij wordt bepaald door de verhouding van de arealen van snijmaïs en consumptie-aardappelen. Er zijn dan ook verschillende gebieden die qua middelengebruik strikt genomen niet tot een van deze 2 typen behoren, maar zich er tussenin bevinden. Een verdere detaillering van gebiedstypen is om praktische redenen hier niet uitgevoerd. Tot gebiedstype 1 behoren binnen het stroomgebied Beerze – Reusel de deelstroomgebieden 55, 71, 87, 107, 110, 116, 125, 127. Tot gebiedstype 2 behoren binnen het stroomgebied Beerze – Reusel de deelstroomgebieden 50, 51, 77, 78, 82, 95, 97, 104, 115, 118, 126, 129, 131, 133, 134, 137, 139, 143, 160, 173, 201, 202, 203, 204.

Binnen deelstroomgebied 141 wordt slechts een klein areaal wintertarwe geteeld; dit deelstroomgebied valt hierdoor buiten deze gebiedsindeling.

Het middelengebruik binnen het stroomgebied van Beerze – Reusel als geheel wordt gekenmerkt door een mengeling van (vooral) stoffen die in de teelt van aardappelen worden gebruikt, met daarnaast een niet onaanzienlijk aandeel van middelen die in de teelt van suikerbieten en snijmaïs worden ingezet. Het gebied als geheel is te typeren als 'type 2', met dien verstande dat de bijdrage van typische snijmaïs-middelen (atrazin, sulcotrion, metolachloor) iets groter is dan in bovenstaande tabel voor gebiedstype 2 is aangegeven, maar duidelijk minder is dan wat typisch in gebiedstype 1 zou worden aangetroffen.

Toepassing ALCHEMA Stroomgebied De Bakelse Aa

Tabel 4 geeft een overzicht van het gebruik en de emissie naar oppervlaktewater van gewasbeschermingsmiddelen in de verschillende deelstroomgebieden van de Bakelse Aa.

Tabel 4: Onderverdeling van stroomgebied Bakelse Aa in deelstroomgebieden.

Deel Gebied	Oppervlak Cultuur Grond (ha)	Gewas met Grootste Oppervlak na Snijmaïs	Verbruik Werkzame Stof (kg / jaar)	Verbruiksdruk (kg werkzame stof / ha / jaar)	Driftbelasting Water (kg / jaar)
Astense Aa	1308	Suikerbieten	4700	3,58	2,40
Bakelse Aa	3378	Consumptie aardappel	13450	3,98	4,68
Helenavaart	62	Sierconiferen	160	2,54	0,15
Helmond	417	Wintertarwe	1350	3,20	0,97
Hooge Brug	8	Snijmaïs*	78	9,36	0,04
Peelse Loop	1703	Consumptie aardappel	7500	4,39	2,31
Snelle Loop	1090	Cons. aardap.	5000	4,57	1,70
Totaal	7966	Cons. aardap.	32000	4,04	12,85

* In deelstroomgebied Hooge Brug is het gewas met het grootste areaal niet snijmaïs maar consumptie aardappelen, gevolgd door snijmaïs.

In alle gebieden, behalve het deelstroomgebied van de Hooge Brug, is het gewas met het grootste areaal snijmaïs. Consumptie-aardappelen en suikerbieten zijn in vrijwel alle gebieden de tweede en derde gewassen qua areaal. De enige uitzondering hierop zijn Helenavaart (sierconiferen en asperges, totale areaal is echter vrij klein) en Helmond (wintertarwe en aardbeien).

De verschillende gebieden kennen een vrij vergelijkbare verbruiksdruk (3,2 – 4,6 kg/ha) met als uitzonderingen Helenavaart (2,5 kg/ha) en Hooge Brug (9,4 kg/ha). De lage verbruiksdruk in Helenavaart wordt veroorzaakt doordat 85% van het areaal bestaat uit snijmaïs en er in het gebied een verwaarloosbare hoeveelheid aardappelen wordt geteeld. De hoge verbruiksdruk in Hooge Brug vindt zijn verklaring in het feit dat circa 50% van het zeer beperkte areaal (8 ha totaal) wordt gebruikt voor de teelt van consumptie-aardappelen, een teelt die wordt gekenmerkt door een hoog verbruik per hectare aan gewasbeschermingsmiddelen.

De gebieden kunnen voor wat betreft verbruik, driftbelasting en middelen die in het oppervlaktewater kunnen worden aangetroffen worden onderverdeeld in 3 typen. Type 1 omvat de gebieden waar de teelt van snijmaïs wordt gecombineerd met de teelt van consumptie-aardappelen en/of suikerbieten; type 2 omvat de gebieden waar de aardappelteelt domineert (Hooge Brug). Type 3 omvat de gebieden waar de teelt van snijmaïs wordt gecombineerd met andere gewassen dan consumptie-aardappelen en suikerbieten (Helmond).

Tabel 5: Kenmerken van gebiedstype 1 in het stroomgebied Bakelse Aa; verbruik bepaald door de combinatie van snijmaïs met aardappelen en/of suikerbieten.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootste kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*
Mancozeb	Sulcotrion	Fentin-acetaat*	Maneb
Pyridaat	Maneb	Esfenvaleraat	Metolachloor*
Sulcotrion	Bentazon	Metribuzin	Carbendazim
Maneb	Metolachloor*	Diquat	Bentazon
Bentazon	Metamitron	Metolachloor*	Lenacil*
Metolachloor*	Ethofumesaat	Chloorthalonil	Metalaxyl*
MCPA	Propamocarb-HCl	Lindaan*	Clopyralid
Glyfosaat	Chloridazon	Maneb	Mecoprop-P
Chloorthalonil	Chloorprofam	Sulcotrion	Profam

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Gebiedstype 2, dat wordt gedomineerd door de teelt van consumptie-aardappelen kent een iets ander middelenverbruik, doordat de middelen die zijn geassocieerd met de teelt van snijmaïs hier amper een rol spelen.

Tabel 6: Kenmerken van gebiedstype 2 in het stroomgebied Bakelse Aa; verbruik bepaald door de teelt van consumptie-aardappelen (Hooge Brug).

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootste kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Mancozeb	Maneb	Fentin-acetaat*	Maneb
Maneb	Propamocarb-HCl	Esfenvaleraat	Atrazin*
Chloorthalonil	Chloorprofam	Metribuzin	Metalaxyl*
Propamocarb-HCl	Atrazin*	Diquat	Carbendazim
Fluazinam	Diquat	Atrazin	Profam*
Prosulfocarb	Chloorthalonil	Chloorthalonil	Dimethoat
Atrazin*	Fentin-acetaat*	Pyrazofos*	Chloorthalonil
Diquat	Prosulfocarb	Maneb	Metolachloor*

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Het deelstroomgebied Helmond kent een middelenverbruik en daaruit resulterende driftbelasting die slechts zeer ten dele is terug te voeren op de teelt van snijmaïs en voor een groot deel is te herleiden tot een zeer breed scala aan verschillende teelten (aardbeien, asperges, zomer- en wintertarwe, suikerbieten, erwten en waspeen).

Tabel 7: Kenmerken van gebiedstype 3 in het stroomgebied Bakelse Aa; teelt van snijmaïs wordt gecombineerd met andere gewassen dan consumptie-aardappelen en suikerbieten (Helmond).

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootse kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*
MCPA	Sulcotrion	Pyrazofos*	Propoxur
Chloormequat	Isoproturon	Isoproturon	Carbendazim
Isoproturon	Chloormequat	Tolylfluamide	Metalaxyl*
Pyridaat	Bentazon	Metolachloor*	Mecoprop-P
Mancozeb	Metolachloor*	Lindaan*	Metolachloor*
Bentazon	MCPA	Esfenvaleraat	Isoproturon
Fenpropimorf	Maneb	Fentin-acetaat*	Maneb
Mecoprop-P	Metamitron	Sulcotrion	Bentazon
Sulcotrion	Epoxiconazool	Diuron*	Simazin
Metolachloor*	Ethofumesaat	MCPA	MCPA

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Opvallend is dat vooral van de middelen die hoog scoren voor wat betreft de kans op acute effecten bij waterleven er verschillende intussen niet meer zijn toegelaten als gewasbeschermingsmiddel (atrazin, pyrazofos, metolachloor, lindaan, fentin-acetaat, diuron).

Het middelengebruik binnen het stroomgebied van de Bakelse Aa als geheel wordt gekenmerkt door een combinatie van een groot areaal snijmaïs met kleinere, maar qua gebruik en driftbelasting medebepalende arealen aan consumptie-aardappelen en suikerbieten en wintertarwe. Het gebied als geheel komt in grote lijnen overeen met gebiedstype 1.

Toepassing ALCHEMA Stroomgebied Weerij, Centrale Gebied

In Tabel 8 wordt een overzicht gegeven van de het landgebruik en de emissie naar oppervlaktewater in de verschillende deelstroomgebieden van het 'Centrale Gebied' rondom Zundert.

Tabel 8: Onderverdeling van stroomgebied Zundert in deelstroomgebieden.

Deel Gebied	Oppervlak Cultuur Grond (ha)	Gewas met Grootste Oppervlak na Snijmaïs	Verbruik Werkzame Stof (kg / jaar)	Verbruiksdruk (kg werkzame stof / ha / jaar)	Driftbelasting Water (kg / jaar)
8_0146	1600	Bos & Haag	3700	2,32	0,38
8_0159	463	Bos & Haag	1250	2,70	0,13
8_0174	250	Bos & Haag	930	3,72	0,10
8_0176	125	Bos & Haag	325	2,59	0,02
8_0180	426	Bos & Haag	1050	2,47	0,07
8_0181	19	Aardbeien	50	2,50	0,002
8_0203	261	Bos & Haag	600	2,33	0,03
8_0205	28	Aardbeien	80	3,00	0,003
8_0214	10	Snijmaïs*	17	1,70	0,0004
8_0215	597	Bos & Haag	1400	2,31	0,18
8_0227	39	-	70	1,69	0,003
Totaal	3819	Bos & Haag	9500	2,48	0,93

* In deelstroomgebied 8_0214 is het gewas met het grootste areaal niet snijmaïs maar bos- en haagplantsoenbeplanting, gevolgd door snijmaïs en aardbeien; in deelstroomgebied 8_0227 wordt het gehele areaal gebruikt voor de teelt van bos- en haagplantsoenbeplanting.

Voor het gebied als geheel is de combinatie van grote arealen snijmaïs en bos- en haagplantsoen kenmerkend. In de meeste deelstroomgebieden is het areaal aan snijmaïs groter dan het areaal bos- en haagplantsoenteelt. De verhouding tussen de arealen van de 2 teelten bepaalt welk middelengebruik typerend is voor het betreffende deelstroomgebied.

Deelstroomgebieden van type 1 worden gekenmerkt door een overheersend aandeel van snijmaïs. De kenmerken voor dit type deelstroomgebied worden gegeven in Tabel 9.

Tabel 9: Kenmerken van gebiedstype 1 in het stroomgebied Zundert; teelt van snijmaïs bepalend voor het deelstroomgebied.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootse kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*	Atrazin*
Pyridaat	Sulcotrion	Pyrazofos*	Simazin
Sulcotrion	Bentazon	Metolachloor*	Glufosinaat-amm.
Metolachloor*	Metolachloor*	Diquat	Metolachloor*
Glyfosaat	Simazin	Lindaan*	Metalaxyl*
Bentazon	Linuron	Tolylfluamide	Bentazon
Simazin	Metazachloor*	Sulcotrion	Dimethoat
Tolylfluamide	Glufosinaat-amm.	Linuron	Carbendazim

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Deelstroomgebieden van type 2 kennen een groter aandeel aan bos- en haagplantsoen, wat een ander middelenverbruik tot gevolg heeft. Tabel 10 geeft een overzicht van de middelen met de grootste kans op aantreffen en veroorzaken van acute effecten in oppervlaktewater.

Tabel 10: Kenmerken van gebiedstype 2 in het stroomgebied Zundert; teelt van bos- en haagplantsoengewassen bepalend voor het deelstroomgebied.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootse kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Glyfosaat	Simazin	Pyrazofos*	Simazin
Simazin	Linuron	Diquat	Glufosinaat-amm.
Paraquat	Metazachloor*	Atrazin*	Atrazin*
Glufosinaat-amm.	Glufosinaat-amm.	Linuron	Dimethoat
Chloorthalonil	Atrazin*	Chloorthalonil	Metalaxyl*
Linuron	Glyfosaat	Simazin	Imidacloprid
Metazachloor*	Propiconazool	Tolyfluanide	Linuron
Atrazin*	Sulcotrion	Metazachloor*	Chloorthalonil

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Deelstroomgebied 8_0205 wijkt sterk af van beide beschreven typen doordat in dit relatief kleine gebied (28 ha) naast de teelt van snijmaïs (15 ha) nog enkele kleinere teelten voorkomen (aardbeien, 5 ha; bos- en haagplantsoen, 5 ha; prei, 1 ha; rozenstruiken, 1 ha) die een duidelijke invloed hebben op het middelengebruik binnen het gebied.

Tabel 11: Kenmerken van deelstroomgebied 8_0205 in het stroomgebied van Zundert; teelt van diverse kleinere gewassen naast de teelt van snijmaïs.

Hoogste verbruik / drift	Grootste kans op aantreffen in water gedurende april – sept.	Grootse kans op veroorzaken acute effecte waterleven	Grootste kans op aantreffen in water gedurende oktober – maart
Atrazin*	Atrazin*	Pyrazofos*	Atrazin*
Tolyfluanid	Sulcotrion	Atrazin*	Metalaxyl
Pyridaat	Tolyfluanid	Tolyfluanid	Propoxur
Fosethyl-Al	Fosethyl-Al	Metolachloor*	Simazin
Sulcotrion	Bentazon	Lindaan*	Zineb
Zineb	Metolachloor*	Sulcotrion	Metolachloor*
Fenmedifam	Iprodion	Diquat	Glufosinaat-amm.
Glyfosaat	Zineb	Pirimicarb	Tolyfluanid

* In 2001 geen toelating meer als gewasbeschermingsmiddel vanwege hoge risico's voor waterleven of uitspoeling.

Tot gebiedstype 1 behoren deelstroomgebieden 8_0146, 8_0159, 8_0174, 8_0176, 8_0180, 8_0181, 8_0203 en 8_0215. Deelstroomgebieden type 2 zijn de deelstroomgebieden 8_0214 en 8_0227, die beiden slechts een zeer klein oppervlak beslaan (gezamenlijk gewasareaal 50 ha).

Het middelengebruik binnen het stroomgebied Zundert als geheel wordt gekenmerkt door stoffen die in de teelt van snijmaïs worden ingezet. Het gebied als geheel is te typeren als 'type 1'.

Conclusies

Voor de drie beschreven stroomgebieden geldt dat het grootste areaal wordt ingenomen door snijmaïs, in combinatie met grote arealen consumptie-aardappelen en suikerbieten (Beerze – Reusel en Bakelse Aa) danwel een groot areaal aan bos- en haagplantsoen.

Verschillen in driftbelasting tussen de verschillende deelstroomgebieden zijn het gevolg van verschillen tussen deelgebieden voor wat betreft oppervlak cultuurgrond, verschillen in de relatieve aandelen van de gewassen die in de betreffende gebieden voorkomen en verschillen in de water/landverhouding tussen de gebieden.

Er zijn duidelijke verschillen tussen de drie gebieden voor wat betreft verbruiksdruk die het laagst is in het stroomgebied Weerijs (2,5 kg/ha) en duidelijk hoger is in de stroomgebieden van de Bakelse Aa (4,0 kg / ha) en Beerze – Reusel (5,2 kg / ha). Dit valt te herleiden tot het aandeel van de teelt van consumptie-aardappelen in het totale gebiedsareaal. Deze teelt met een hoog verbruik aan gewasbeschermingsmiddelen draagt in het gebied van Beerze – Reusel relatief veel bij aan het areaal. Bij de meest gebruikte gewasbeschermingsmiddelen in dit gebied komen dan ook relatief veel middelen voor die in de teelt van consumptie-aardappelen worden gebruikt (mancozeb, maneb, chloorthalonil, fluazinaam). In het gebied van de Bakelse Aa zijn het vooral de middelen in de teelt van snijmaïs en consumptie-aardappelen die een hoog verbruik kennen (atrazin, mancozeb, pyridaat, sulcotrion, maneb, bentazon, chloorthalonil). In het stroomgebied Weerijs zijn het vooral de middelen die in de teelt van snijmaïs worden ingezet die een hoog verbruik kennen (atrazin, sulcotrion, metolachloor).

Verbruiksdruk, in combinatie met verschillen in water/landverhoudingen tussen de gebieden geeft een redelijk beeld van de milieudruk die in de gebieden op zal treden. Men dient zich echter te realiseren dat de gebruikte indices ('kans op') slechts een relatief beeld geven van de kans om de verschillende stoffen aan te treffen danwel de bijdrage die de stoffen leveren aan het mogelijk optreden van toxische belastingen. Het is niet mogelijk om uit de hoogte van de indices absolute kansen te herleiden op het aantreffen van de stof of het daadwerkelijk bestaan van belastingen die tot toxische effecten zullen leiden.