

RIVM rapport 408663 002

**Knelpuntanalyse van milieudruk in relatie tot
de provinciale natuurdoelen**

A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek,
A.M. Hendriks, G.P. Beugelink, W.A.J. van Pul,
M.J.H. Pastoors, J.M.M. Aben

2001

Dit onderzoek werd verricht ten behoeve van het Natuurplanbureau, in het kader van project 408663, Natuurbalans 2000.

Abstract

Nature Balance 2000 brings into focus the bottlenecks expected in 2020 in consequence of the environmental stress on nature policy targets as defined by provincial authorities in the Netherlands. Background information for the analyses is presented, along with provisional maps showing nature targets. Prognoses on effects of environmental policy scenarios also reflect the tentative nature of the analysis.

Information on plant species composition has been used to generate maps of environmental conditions necessary for the realisation of the targets. These environmental conditions are defined in terms of critical loads for acid and nitrogen deposition, and desirable groundwater levels. In the analysis these critical loads and groundwater levels were confronted with the current environmental conditions as well as the expected conditions around 2020, the date for realisation. The environmental conditions in 2020 have been calculated with models and make use of environmental policy scenarios. The main focus is on the consequences of sulphur and nitrogen emission reductions, as defined in the UN-Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Attention has also been paid to the consequences of future prognoses for changes in groundwater levels.

The analyses indicate that environmental conditions for groundwater and deposition are now causing and will continue to cause serious bottlenecks to realisation of the nature targets. Even if the CLRTAP goals for reduction of emission of sulphur and nitrogen compounds are met, the acid and nitrogen deposition will exceed the critical loads in large parts of the Netherlands. However, in some parts, especially on clay soils, the environmental stress caused by acidification and eutrophication will be reduced. The threat to the targets for wet and moist habitats caused by low groundwater levels will still be very serious in 2020.

Since the threats occur in a large area, nature targets might be benefitted by generic environmental measures lowering the overall environmental stress caused by high deposition and low groundwater levels. At most sites critical levels are exceeded by more than one environmental factor; for this reason the focus should be on integrated strategies to increase possibilities for the realisation of nature targets.

Inhoud

Samenvatting	5
1. Inleiding	7
1.1 <i>Kader</i>	7
1.2 <i>Achtergrond van de analyses</i>	8
1.3 <i>Leeswijzer</i>	10
2. Methode	11
2.1 <i>Natuurdoeltypenkaart</i>	11
2.2 <i>Milieucondities 1997 en 2020</i>	13
2.2.1 <i>Grondwaterstand</i>	13
2.2.2 <i>Stikstofdepositie</i>	16
2.2.3 <i>Zuurdepositie</i>	17
2.3 <i>Toelaatbare milieudruk</i>	19
2.3.1 <i>Gewenste grondwaterstand</i>	22
2.3.2 <i>Kritische stikstof- en zuurdepositie</i>	24
3. Analyse knelpunten in milieudruk	27
3.1 <i>Vershil gewenste/toelaatbare en aanwezige grondwaterstand</i>	27
3.2 <i>Vershil toelaatbare en aanwezige stikstof- en zuurdepositie</i>	30
3.3 <i>Milieuknelpunten en oplossingsrichtingen</i>	33
4. De natuurdoeltypenkaart nader bezien	37
5. Conclusies en aanbevelingen	43
Literatuur	45
Bijlage 1 Verzendlijst	49
Bijlage 2 Kritische abiotische milieugrenzen	51
Bijlage 3 Empirische kritische stikstofdeposities	53
Bijlage 4 Typering verdrogingsproblematiek op basis van provinciale verdrogingskaarten	54

Samenvatting

In de Natuurbalans 2000 zijn de knelpunten als gevolg van de verwachte milieudruk in 2020 op de beoogde natuurdoelen in beeld gebracht. Dit rapport bevat de achtergrondinformatie van de analyses die voor de Natuurbalans ten aanzien van dit aspect zijn uitgevoerd. Het gaat in dit rapport uitsluitend om de natuurdoeltypen zoals die door de provincies op kaart zijn gezet. Mede omdat de provinciale natuurdoeltypenkaarten veelal nog de status van een (eerste) concept hebben, zijn de uitgevoerde analyses verkennend van aard.

Uit de natuurdoeltypenkaarten kunnen de gewenste milieuocondities c.q. maximaal toelaatbare milieudrukken t.a.v. grondwaterstand, nutriëntenrijkdom en zuurgraad (i.c. de thema's verdroging, vermessing en verzuring) worden afgeleid. Daarbij is zowel de huidige als de toekomstige situatie in beeld gebracht. Voor de toekomstige situatie is uitgegaan van de situatie rond 2020, globaal de realisatiedatum van de EHS.

Met behulp van modellen zijn beleidscenario's doorgerekend, waaruit vervolgens de knelpunten in grondwaterstand en atmosferische depositie van potentieel zuur en stikstof in kaart zijn gebracht. De aandacht is daarbij vooral uitgegaan naar de gevolgen van de recent, in CLRTAP-verband, voorgestelde emissiereducties van verzurende stoffen. Tevens is aandacht besteed aan de te verwachten gevolgen van de toekomstige prognoses van de grondwaterstandontwikkeling. Uit de analyses blijkt, dat er aanzienlijke knelpunten bestaan voor de beoogde natuurdoeltypen zowel ten aanzien van grondwaterstand als depositieniveaus van potentieel zuur en stikstof. De uit oogpunt van een duurzame natuur(ontwikkeling) noodzakelijke beleidsinspanningen t.a.v. verzuring (reductie van depositie van potentieel zuur en stikstof) en verdroging (grondwaterstandverhoging) zijn dan ook fors, m.n. in de duinen en de hogere zandgronden.

Ook als het verzuringsbeleid, dat in CLRTAP verband is voorgesteld, rond 2020 volledig is geïmplementeerd, is de verzuringsdruk (in relatie tot de stikstof- en zuurdepositie) op terrestrische natuurdoeltypen nog aanzienlijk. De druk op het rivierengebied, het zeeleigebied en het noordelijk deel van de hogere zandgronden neemt wel af door het CLRTAP-beleid. Daarnaast is en blijft de grondwaterstand voor de grondwaterafhankelijke natuur in veel gevallen te laag voor de realisatie van beoogde natuurkwaliteit.

Aangezien deze knelpunten in een groot deel van Nederland voorkomen zijn voor de realisatie van de natuurdoelen veelal generieke milieumaatregelen nodig, die gericht zijn op de landelijke vermindering van de milieudruk door grondwaterstand, stikstofdepositie en zuurdepositie. Op veel locaties spelen meerdere knelpunten te gelijktijd. Daarom is het voor realisatie van de natuurdoelen wenselijk, dat zoveel mogelijk geïntegreerde oplossingsstrategieën worden nagestreefd.

1. Inleiding

1.1 Kader

Het natuurbeleid heeft tot doel natuurlijke en landschappelijke waarden duurzaam in stand te houden, te herstellen en te ontwikkelen (LNV, 1990). Een belangrijk middel om dit te bereiken is de ecologische hoofdstructuur (EHS). Uitgangspunt van de EHS op het land is het bereiken van een samenhangend stelsel van natuurgebieden met een gezamenlijke oppervlakte van zo'n 750.000 ha. De EHS moet in 2018 (in dit rapport: rond 2020) gerealiseerd zijn.

Met een indeling van de natuur in 132 natuurdoeltypen¹ heeft het rijk aangegeven welk type natuur in de Ecologische Hoofdstructuur wordt nagestreefd (Bal et al., 1995). Voor een deel van de typen zijn in de nota 'Ecosystemen in Nederland' landelijke taakstellingen voor de te realiseren oppervlakten aangegeven (LNV, 1995). De rapportage van het Programma Beheer (LNV, 1997) bevat landelijke taakstellingen voor alle natuurdoeltypen. In de nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' zijn deze bevestigd (LNV, 2000).

De concrete ruimtelijke toewijzing van de natuurdoeltypen binnen de EHS is, binnen de gestelde rijkskaders, een verantwoordelijkheid van de provincies. Onlangs hebben de provincies een eerste voorstel gedaan in de vorm van provinciale natuurdoeltypenkaarten. Eind 2000 is er een gezamenlijke globale landelijke kaart zijn opgesteld. In 2002 moeten de provincies gebiedsplannen gereed hebben, waarin staat waar en hoe de gestelde natuurkwaliteitsdoelstellingen bereikt dienen te gaan worden.

¹ In het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland (Bal et al., 1995) wordt een natuurdoeltype gedefinieerd als: 'een nagestreefde combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal'. In totaal zijn 132 typen benoemd, samen vormen zij een handvat voor planvorming, het beheer en de evaluatie van de Ecologische Hoofdstructuur. De natuurdoeltypen zijn zo gedefinieerd dat de bijdrage aan de mate van natuurlijkheid en het landelijk behoud van de biodiversiteit duidelijk is. De bijdrage aan de mate van natuurlijkheid wordt gekarakteriseerd door de indeling in;

- nagenoeg of begeleid-natuurlijke typen (hoofdgroep 1 & 2),
- half-natuurlijke typen (hoofdgroep 3) en
- multifunctionele typen (hoofdgroep 4)

In de jaarlijkse kaderbrief van LNV aan het Natuurplanbureau is gevraagd om in de Natuurbalans 2000 aandacht te schenken aan de provinciale natuurdoeltypenkaarten (Kaderbrief LNV, 1999). De belangstelling ging daarbij met name uit naar de consequenties van het recent ingezette milieubeleid (CLRTAP doelstellingen² voor emissiereducties van verzurende stoffen op middellange en lange termijn) op ecosystemen en realisatiekansen van de beoogde natuurdoeltypen. Dit rapport gaat in op deze analyse en bevat daarmee de achtergrondinformatie van het hoofdstuk 'Perspectieven voor natuurdoeltypen' uit de Natuurbalans 2000 (RIVM et al., 2000).

1.2 Achtergrond van de analyses

In dit rapport gaat de aandacht uit naar *knelpunten voor de realisatie van de provinciale natuurdoelstellingen als gevolg van de huidige en in de toekomst te verwachten milieudruk*. Gefocust is op situaties waar naar verwachting sprake is van te lage grondwaterstanden en/of te hoge zuur- of stikstofdeposities, die belemmerend zijn voor de realisatie van de floristische kwaliteit van de provinciale terrestrische natuurdoeltypen.

De inperking heeft tot gevolg, dat geen aandacht is geschonken aan:

- Andere abiotische (en biotische) factoren die ook belemmerend kunnen zijn voor de realisatie van de terrestrische natuurdoeltypen. Niet beschouwd zijn verspreiding (aanwezigheid van b.v. zware metalen en/of bestrijdingsmiddelen), (grond)waterkwaliteitsaspecten van verdroging, en de directe gevolgen van blootstelling aan te hoge concentraties van luchtverontreinigende stoffen (zoals ozon, NO_x en SO_x) vallend onder het thema verzuring. De analyse beperkt zich tot de atmosferische depositie; bemesting is dus niet meegenomen;
- Knelpunten in beheer of ruimte (versnippering);
- De aquatische en mariene natuurdoeltypen en hun knelpunten in milieudruk;
- Knelpunten in milieudruk in relatie tot het voorkomen van lagere planten, paddestoelen en diersoorten;
- Knelpunten in milieudruk ten aanzien van realisatie van andere functies zoals bijvoorbeeld bosbouw, recreatie, landbouw en grondwaterbescherming.

De analyses in dit rapport hebben mede hierdoor een verkennend karakter. Deels wordt dat ook veroorzaakt doordat de natuurdoeltypenkaarten een voorlopig karakter hebben. De kaarten hebben veelal nog niet hun uiteindelijke vorm; slechts enkele zijn daadwerkelijk bestuurlijk vastgesteld (zie ook Bal et al., 2000). Verschillende provincies hebben

² De CLRTAP (United Nations/Economic Commission for Europe) 'Conventie voor lange afstands en grensoverschrijdend transport van luchtverontreiniging' is een belangrijk internationaal forum waarin beleid wordt geformuleerd voor het thema verzuring. In december 1999 zijn in Göteborg in CLRTAP-kader emissieplafonds afgesproken voor 2010 t.a.v. stikstofoxiden, zwaveldioxide, ammoniak (en vluchtige organische stoffen). De hoogte van die emissiedoelstellingen zijn opgenomen in tabel 2. Onder invloed van het voorgenomen beleid is de verwachting dat de emissie van alle verzurende stoffen zullen dalen tot 2010. Zonder extra beleid zal de daling in de emissies sterk afnemen en slechts een lichte daling in 2020 optreden voor ammoniak en stikstofoxiden en zelfs een stijging van de zwavelemissies ten opzichte van 2010.

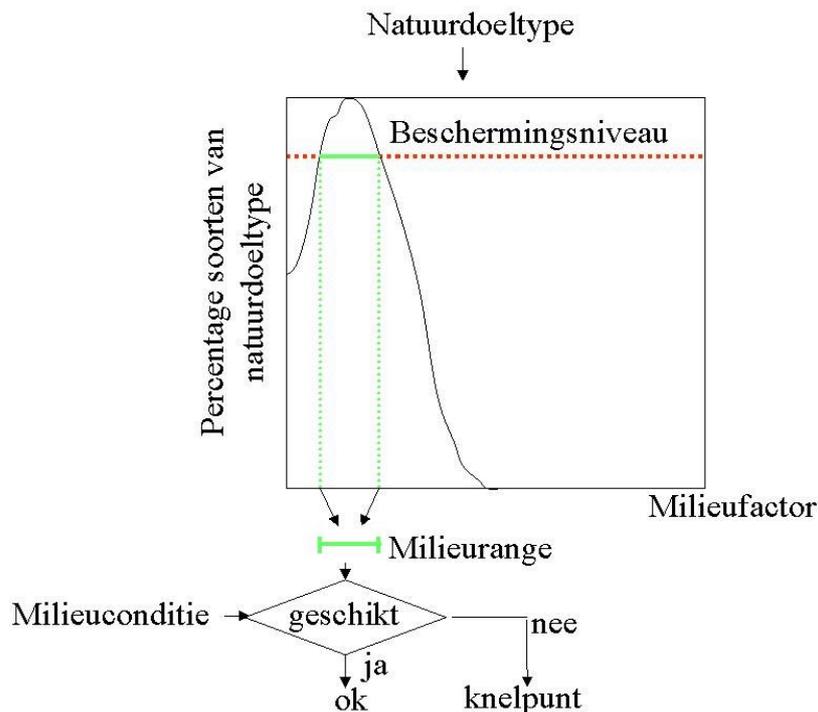
aangegeven dat de huidige versies van de natuurdoeltypenkaarten gebruikt zullen worden als vertrekpunt bij het proces van de totstandkoming van gebiedsplannen en niet als blauwdruk van de te bereiken einddoelen (zie bijvoorbeeld Prov. Gelderland, 1999). Als gevolg van dat proces zullen de nu geformuleerde doelen mogelijk nog veranderen. Ook het feit dat gewerkt is met prognoses voor het milieubeleid versterkt het verkennende karakter van de gemaakte analyses.

De analyses van de knelpunten in milieudruk

Centraal bij de analyses van de knelpunten in milieudruk staan de eisen die de natuurdoeltypen stellen aan hun omgeving (figuur 1). Ieder natuurdoeltype heeft immers zijn eigen specifieke eisen ten aanzien van grondwaterstand en toelaatbare depositieniveaus van potentieel zuur en stikstof. Als aan deze milieu-eisen niet wordt voldaan kan het natuurdoeltype niet met de gewenste (biotische) kwaliteit voorkomen. Zo is het natuurdoeltype ‘vochtige heide en levend hoogveen’ (Hz-3.10; Bal et al., 1995) gebonden aan natte, voedselarme standplaatscondities. Als de grondwaterstand ten gevolge van verdroging te laag is of door atmosferische depositie de bodem verrijkt wordt met stikstof, zullen de karakteristieke planten- en diersoorten worden verdrongen door andere meer algemenere soorten en zal de (biotische) kwaliteit van het natuurdoeltype afnemen. Andere natuurdoeltypen zijn weer gebonden aan droge of voedselrijke milieuomstandigheden en zijn derhalve minder gevoelig voor respectievelijk verlaging van de grondwaterstand of een hoge atmosferische stikstofdepositie.

De aanwezigheid van voldoende milieukwaliteit biedt geen garanties voor het ook aanwezig zijn van voldoende natuurkwaliteit. Willen de beoogde plantensoorten daadwerkelijk voorkomen dan moeten bijvoorbeeld ook de zaden van die soorten in de bodem aanwezig zijn of er moeten groeiplaatsen in de nabijheid voorkomen van waar de zaden het natuurgebied kunnen bereiken.

De milieu-eisen, die de natuurdoeltypen stellen zijn afgeleid uit de milieu-eisen (milieutoleranties) van de plantensoorten die behoren tot die natuurdoeltypen. Doordat de provincies met de natuurdoeltypenkaart de natuurdoelen ruimtelijk in beeld gebracht hebben, kunnen nu ook de milieu-eisen ruimtelijk worden geschetst. Die vereiste milieucondities kunnen vervolgens weer vergeleken worden met de huidige en de te verwachten milieucondities, zodat knelpunten in milieudruk kunnen worden opgespoord (figuur 1). Wellicht ten overvloede moet daarbij gemeld worden, dat deze knelpunten niet verward moeten worden met de taakstellingen zoals geformuleerd in het huidige milieubeleid. Die taakstellingen zijn immers niet geënt op de *huidige provinciale natuurdoelen*. Zo zijn de taakstellingen voor de verdrogingsbestrijding gebaseerd op een vermindering van het areaal verdroogd gebied ten opzichte van de situatie in 1985.



Figuur 1. Principe van het voorkomen van knelpunten in milieudruk uitgaande van de milieueisen van plantensoorten van beoogde natuurdoeltypen. Op basis van informatie over de milieueisen (milieutoleranties) van plantensoorten van natuurdoeltypen wordt per natuurdoeltype de milieurange van voorkomen bepaald. Deze wordt vergeleken met de huidige of toekomstige milieuocondities waarbij blijkt of die milieuoconditie voldoet of dat er een knelpunt in milieudruk bestaat.

Uit figuur 1 blijkt al dat de provinciale natuurdoeltypenkaarten in dit rapport gelden als vertrekpunt voor de analyses. De doelen zelf staan niet ter discussie. Zo komen vragen of de beoogde natuurdoelen wel of niet voldoende zijn om de Nederlandse biodiversiteitdoelstellingen te garanderen niet aan bod. Datzelfde geldt ten aanzien van vragen over mogelijke andere inrichtingsvarianten van de EHS.

1.3 Leeswijzer

De opbouw van dit rapport volgt de analysestappen zoals die in figuur 1 zijn aangegeven. In hoofdstuk 2 wordt allereerst ingegaan op de basisbestanden, die bij de analyses gebruikt zijn. Aan bod komen de natuurdoeltypenkaarten, de kaarten van de huidige en toekomstige milieuocondities en de kaarten van de milieueisen van de natuurdoeltypen. Ook de methoden die ten grondslag liggen aan deze kaarten worden in dat hoofdstuk beschreven. In hoofdstuk 3 wordt de uiteindelijke vergelijking gemaakt tussen de kaarten van de milieueisen van de natuurdoelen en de kaarten van de huidige en toekomstige milieuocondities. In hoofdstuk 4 volgt een korte beschouwing van de natuurdoeltypenkaarten in relatie tot de toepassingen, waarvoor deze in dit rapport zijn gebruikt. Hoofdstuk 5 gaat vervolgens in op de belangrijkste conclusies en de aanbevelingen.

2. Methode

Dit hoofdstuk beschrijft de methode die gebruikt is om de milieu-eisen van de natuurdoeltypen, alsmede de knelpunten in milieudruk, in kaart te brengen. Achtereenvolgens komen aan bod (i) de natuurdoeltypenkaarten, (ii) de kaarten van de huidige en toekomstige milieucondities en de (iii) milieu-eisen van de natuurdoeltypen.

2.1 Natuurdoeltypenkaart

Achtergrond

Als voorlopig resultaat van de projectgroep 'Doeltoewijzing' is in april 2000 een eerste versie van de gecombineerde landelijke natuurdoeltypenkaart gereedgekomen (Bal et al., 2000).

Deze kaart, in beheer bij EC-LNV³, bevat de afzonderlijke provinciale natuurdoeltypenkaarten zoals door de provincies zijn opgesteld. EC-LNV heeft de beschikbare kaarten bijeengebracht. Tevens zijn de legenda-eenheden waarnodig aangepast aan de terminologie volgens het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland' (Bal et al., 1995). Voor sommige gebieden kon nog geen adequate vertaling worden gegeven of is lokaal het gewenste natuurdoeltype nog onbekend (Bal et al., 2000). Van alle provincies met uitzondering van Limburg is de beschikbare informatie ter beschikking gesteld aan het RIVM. Alle betrokken provincies hebben de toestemming gegeven om de kaarten te gebruiken voor de Natuurbalans 2000. Achtergrondinformatie over de mate van gereedheid, de mate van compleetheid en de doorlopen vaststellingsprocedure van de afzonderlijke provinciale kaarten is beschreven in Bal et al. (2000). Daarnaast hebben veel provincies achtergrondrapporten opgesteld (zie bijvoorbeeld Prov. Gelderland, 1999).

Gebruik

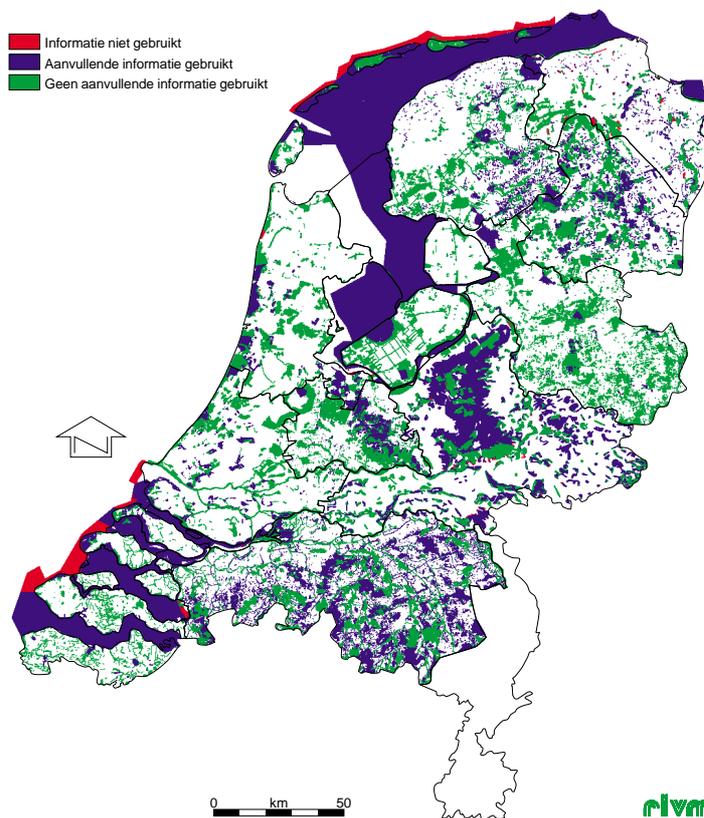
De oorspronkelijke provinciale kaarten zijn polygoonbestanden. Voor de analyses in dit rapport is de gecombineerde (landelijke) polygoonkaart vergrid naar het niveau van 25 x 25 m. Daarbij is gefocust op het natuurdoeltype, dat als eerste in de beschrijving van de polygoon is genoemd. Uit een steekproef bleek dat dit veelal het natuurdoeltype is, dat het grootste oppervlak inneemt binnen de betreffende polygoon. Vervolgens is op basis van de 25 x 25 metercellen, per 250 x 250 meter het dominante natuurdoeltype berekend. Dit is gedaan om aan te sluiten bij het niveau van de beschikbare landsdekkende gegevens en modellen; de huidige modellen van het Natuurplanbureau rekenen op het niveau van 250 x 250 meter (Van Hinsberg et al., 1999). Het informatieverlies van deze aggregatieslag van 25 x 25 meter naar 250 x 250 meter is beperkt. Voor typische gevoelige natuurdoeltypen met veelal een klein oppervlakte, zoals vennen (Hz-3.4; Bal et al., 1995), vochtige en natte schraalgraslanden (Hz-3.7, Ri-3.4, Lv-3.4 en Du-3.5; Bal et al., 1995) en bosgemeenschappen

³ Expertise Centrum van het ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij

van bron en beek (Hz-3.15; Bal et al., 1995) treedt er in minder dan 2% van de 25 x 25 meter-gridcellen met deze natuurdoeltypen verlies van informatie op.

In gridcellen waarbij door de provincies complexen van verschillende natuurdoeltypen zijn aangeduid als zijnde dominant, is met behulp van informatie uit kaarten van fysisch geografische regio's, bodemtypen, grondwatertrappen en vegetatiestructuur (Veldkamp en Wiertz, 1997) nader bepaald welk natuurdoeltype per 250 x 250 meter het meest waarschijnlijk is. Datzelfde is gedaan voor multifunctionele natuurdoeltypen waarbij de provincies niet hebben aangegeven van welke half-natuurlijke natuurdoeltypen deze zijn afgeleid. Figuur 2 geeft aan waar direct gebruik is gemaakt van de provinciale natuurdoeltypen en waar ondersteunende informatie is gebruikt.

Gebruikte gegevens



Figuur 2. Landelijk beeld van het informatiegebruik om natuurdoelen te beschrijven.

2.2 Milieucondities 1997 en 2020

In dit rapport worden de knelpunten in milieudruk voor provinciale natuurdoelen ten aanzien van grondwaterstand, stikstofdepositie en zuurdepositie verkend. Om deze knelpunten in beeld te kunnen brengen, is gebruik gemaakt van informatie over zowel de huidige als de toekomstige milieucondities.

2.2.1 Grondwaterstand

De actuele grondwaterstand (figuur 3) is afgeleid uit de grondwatertrappen (Gt) op de meest recente bodemkaart, schaal 1:50.000. In de bodemkunde karakteriseert de grondwatertrap het verloop van de grondwaterstand. In een grondwatertrap geven de gemiddelde hoogste (GHG) en de gemiddeld laagste (GLG) grondwaterstand het niveau en de fluctuatie van de grondwaterstand aan ten opzichte van maaiveld (tabel 1).

Voor elke gridcel van 25 x 25 meter is de dominante grondwatertrap afgeleid. Voor bodemtypen met een Gt-associatie is de eerstgenoemde Gt gebruikt. Om een zo goed mogelijk landsdekkend bestand te krijgen is voor gridcellen zonder Gt-aanduiding zo veel mogelijk aanvullende informatie gehaald uit de grondwatertrappenkaart, die voor NLOAD is gebruikt (Van Drecht en Scheper, 1998).

Tabel 1. Relatie tussen grondwatertrap (Gt) en gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). GHG en GLG in cm onder het maaiveld. Uit: Bodemkunde van Nederland, Deel 1 Algemene Bodemkunde (Locher en Bakker).

Gt	GHG	spreiding	GLG	spreiding
I	-5	4	38	7
II nat	7	3	66	4
II* droog	32	7	67	11
III nat	17	1	103	3
III* droog	32	3	102	4
IV	56	3	104	4
V nat	17	3	135	5
V* droog	32	3	142	4
VI	61	1	155	2
VII nat	101	2	190	3
VII* droog	185	3	281	4

Op basis van informatie over de GHG en GLG is vervolgens de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) berekend. Hierbij is gebruik gemaakt van de formule:

$$GVG = 1.02 \times GHG + 0.19 \times (GLG - GHG) + 5.4$$

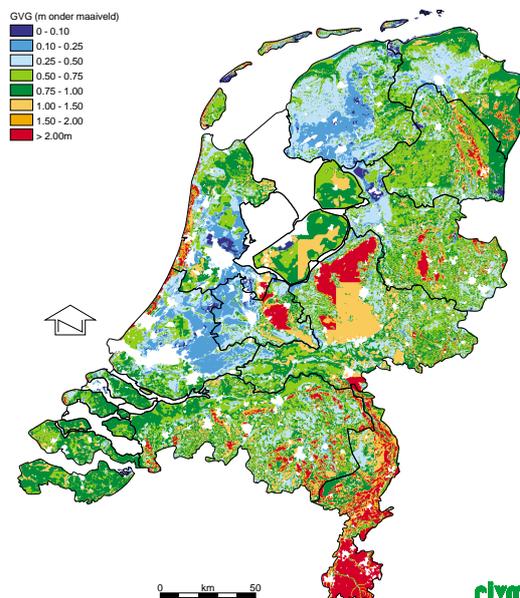
met GVG, GHG en GLG in cm onder het maaiveld.

De bron van deze formule is: ‘Achtergrond en toepassing van de TCGB-tabel: een methode voor het bepalen van de opbrengstdepressie van grasland op zandgrond als gevolg van een grondwaterstandsverlaging’.

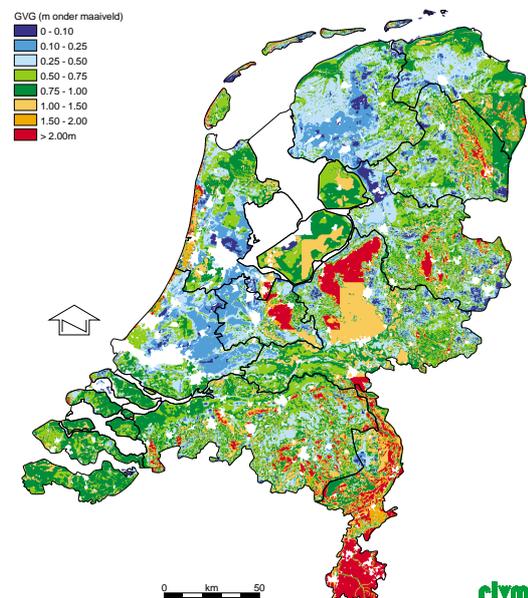
Vervolgens is per gridcel van 250 x 250 meter de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) berekend uit de onderliggende 100 gridcellen van 25 x 25 meter, waarbij gridcellen zonder Gt/GVG-waarde buiten beschouwing zijn gelaten.

In gebieden met zeer diepe grondwaterstanden (bijv. Veluwe, Utrechtse Heuvelrug) kan bovenstaande benadering tot een onjuiste GVG leiden. Daarom is, met uitzondering van Zuid Limburg, Zeeland en de Waddeneilanden) een onverzadigde zone kaart samengesteld uit berekende grondwaterstanden van het Landelijk Grondwatermodel (LGM; Pastoors, 1992). De gridcellen, waarvan de dikte van de onverzadigde zone meer dan 5 meter bedraagt, zijn bij de hydrologische effectberekening niet in beschouwing genomen.

Huidige GVG berekend uit Gt's bodemkaart



Verwachte GVG berekend uit Gt's bodemkaart



Figuur 3. Landelijk beeld van de huidige (links) en rond 2020 verwachte (rechts) dominante gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (GVG) per 250 x 250 metercellen in cm onder het maaiveld.

De grondwaterstanden rond 2020 (figuur 3) zijn ingeschat door de te verwachten ontwikkelingen tot 2020 te combineren met de informatie over de actuele situatie. De verwachte ontwikkelingen zijn gebaseerd op het grondwaterscenario ‘autonome ontwikkeling

in 2020', dat voor Milieuverkenning 5 is doorgerekend (RIVM, 2000). Dat scenario is samengesteld uit 6 componenten:

1. De verwachte autonome veranderingen in de grondwaterwinning ten behoeve van de drinkwatervoorziening, d.w.z. de sluiting van een aantal bestaande en ontwikkeling van nieuwe pompstations;
2. De huidige drinkwateronttrekkingen volgens vergunningscapaciteit;
3. Het staken van grondwateronttrekkingen voor laagwaardige doeleinden, zoals koelwater;
4. De verdroging in alle gebieden conform de inventarisatie van 1998 is, in hydrologisch opzicht, opgelost (een verhoging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met minimaal 10 cm) m.u.v. de gebieden met de status 'nog niets ondernomen';
5. Van verdroogde gebieden met de status 'nog niets ondernomen' (zie punt 4) die binnen landinrichtingsprojecten zijn gelegen, is aangenomen dat de verdroging in hydrologisch opzicht is opgelost (stijging van de GVG met meer dan 10 cm.);
6. Gebruik van een langjarig gemiddelde grondwateraanvulling en (veranderend) bodemgebruik (modeltechnische aanpassingen t.o.v. Milieuverkenningen 4; RIVM, 1997).

Meer gedetailleerde informatie omtrent het grondwaterscenario is beschreven in het achtergronddocument van de Milieuverkenningen 5 (RIVM, 2000).

Onzekerheden in grondwaterstandkaarten

De onzekerheden in de kaartbeelden van de huidige en toekomstige grondwaterstanden hebben een drietal bronnen:

1. Onzekerheden in de grondwatertrappenkaart;
2. Onzekerheden in relatie tot de vertaling naar grondwaterstanden en
3. Onzekerheden in het milieuscenario.

Ad 1. Onzekerheden in de grondwatertrappenkaart hangen nauw samen met de ouderdom van de gegevens. De kaartbladen van de grondwatertrappenkaart hebben een sterk uiteenlopende ouderdom (Finke et al., 1998). Sommige kaartbladen zijn recent geactualiseerd (Finke et al., 1998), terwijl anderen al meerdere decennia oud zijn. Bekend is dat zeker de laatste decennia de grondwaterstanden in grote delen van Nederland naar schatting 25 tot meer dan 50 cm zijn verlaagd (RIVM, 1999). Tenzij er een recente actualisatie is uitgevoerd is deze daling niet verdisconteerd in de grondwatertrappenkaart. In de analyse is dus rekening gehouden met een situatie die in werkelijkheid aanmerkelijk droger kan zijn dan de kaart aangeeft. Daardoor zou de analyse op basis van de gebruikte actuele grondwaterstandsituatie een voor grondwaterafhankelijke natuur te gunstig beeld kunnen geven. Dit gaat echter maar beperkt op aangezien uit de analyses blijkt dat het merendeel van de grondwaterafhankelijke natuur (zeker op de hoge zandgronden) ook volgens de gebruikte gegevens al te maken heeft met een te lage grondwaterstand. Het uiteindelijk effect is dat de onzekerheid als gevolg van dit aspect vooral betrekking heeft op de locaties waarvan wordt berekend dat de actuele (d.w.z. in 2020) grondwaterstand gelijk of hoger is dan de gewenste grondwaterstand.

Ad 2. Informatie over de vertaling van grondwatertrap naar niveau en fluctuatie van de grondwaterstand is opgenomen in tabel 1. De waarden zijn *gemiddelden* per grondwatertrap. Voor landelijke toepassingen is dit een vereiste. Uitspraken over specifieke locaties kunnen door het gebruik van algemeen geldende regels echter soms verkeerd ingeschat worden. Het gevolg hiervan is dat de grondwaterstand zowel te hoog als te laag kan zijn berekend t.o.v. de feitelijke situatie. Deze onzekerheid is in het gehele kaartbeeld aanwezig. Daarnaast is slechts beperkt rekening gehouden met variatie in maaiveldhoogte. Ook hierdoor kan de lokale situatie verkeerd worden ingeschat.

Ad 3. De veranderingen tussen de actuele grondwaterstand en de toekomstige grondwaterstand zijn ingeschat met behulp van een scenarioanalyse. De betrouwbaarheid (of het realiteitsgehalte) van de scenario's is veelal een direct gevolg van de aannames die ten grondslag liggen aan het scenario. Wanneer één van de aannames over de toekomstige veranderingen niet geldt zal dit gelijk consequenties hebben voor het scenario. De scenario's en de daar in gemaakte aannames zijn beschreven in RIVM (2001).

2.2.2 Stikstofdepositie

De kaart van de huidige stikstofdepositie (figuur 4) is opgebouwd uit de stikstofdepositie ten gevolge van Nederlandse landbouw ammoniakemissies en de depositie ten gevolge van alle andere bronnen.

De stikstofdepositie van Nederlandse landbouw is berekend op basis van fijnschalige (1 x 1 km) ammoniakemissies voor 1997, gegenereerd door RIVM-LAE op basis van DLO-LEI gegevens (emissies middels postcode geaggregeerd op een resolutie van 500 x 500 meter voor stal- en opslagemissies en op gemeenteniveau voor weide- en aanwendingsemisies). Met behulp van 'Bron Receptor Relaties', afgeleid met het OPS-model (Van Jaarsveld, 1995), is hieruit de resulterende depositie berekend; binnen natuur-areaal met een resolutie van 1 x 1 km, buiten natuur-areaal met een resolutie gelijk aan 2 x 2 km. De stikstofdepositie ten gevolge van alle overige bronnen (schaalniveau 5 x 5 km) is overgenomen uit Milieuverkenningen 5. De twee bijdragen zijn vervolgens gesommeerd tot de totale stikstofdepositie met een (pseudo)resolutie van 1 x 1 km. Hierbij is de bijdrage van ca 100 mol/ha/jr door natuurlijke bronnen opgeteld. Een gedetailleerde beschrijving van de gegevens en de methoden is opgenomen in Aben et al. (in prep.)

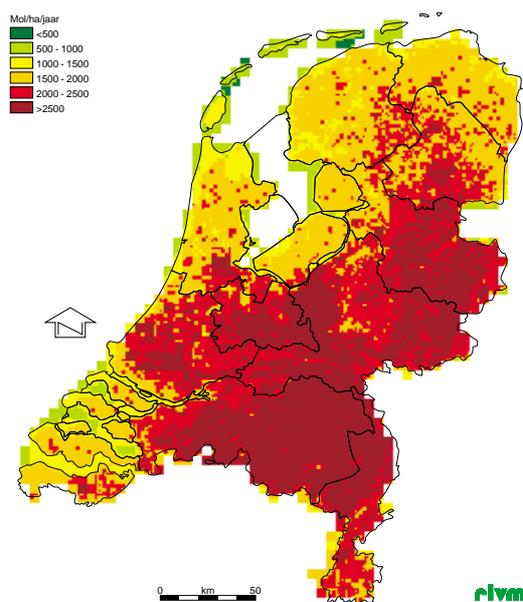
De stikstofdepositiekaart voor 2020 is op analoge wijze als die voor 1997 opgebouwd (figuur 4). De toekomstige ammoniakemissie door Nederlandse landbouw is ingeschat op basis van een voorlopige versie van het scenario met weinig afzetcontracten (WAC) voor dierlijke mest in 2020 (Van Egmond et al., in prep). De emissies van alle overige nationale en internationale stikstofbronnen zijn overgenomen uit Albers et al. (2001) en zijn conform de emissieplafonds voor 2010, zoals deze in 1999 in Göteborg door CLRTAP zijn opgesteld (tabel 2).

Tabel 2 Nederlandse emissies in 1997, 1998 en de emissieverwachtingen (miljoen kg) voor 2010 en 2020 bij vastgesteld beleid (MV5) en emissiebeleidsdoelen CLRTAP voor verzurende stoffen (RIVM, 2000).

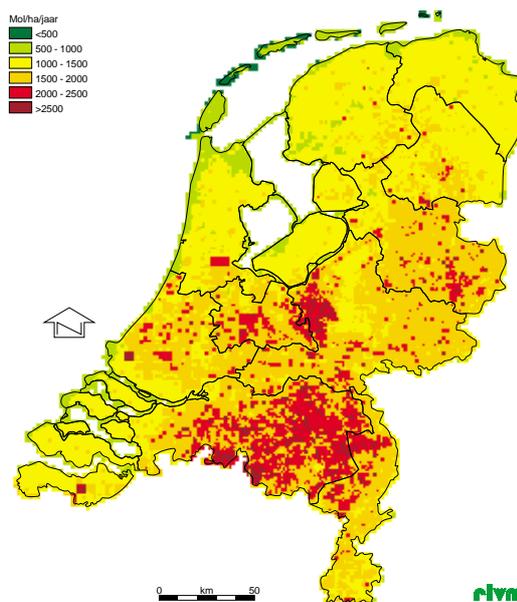
	SO ₂	NO _x	NH ₃
Emissie 1997	118	453	188
Emissie 1998	107	420	170
Emissie 2020 bij vastgesteld beleid	65	260	125-150 ¹⁾
CLRTAP-plafonds 2010	50	266	128

1) Zie Milieuverkenningen 5 (RIVM, 2000). Inclusief onzekerheidsmarge in afzet dierlijke mest bij Integrale Aanpak Mestproblematiek (1999); exclusief effecten van voorgestelde zonerings rond natuurgebieden, reconstructiebeleid en aanpassing van de AmvB Huisvesting. In de analyses in dit rapport is gerekend met 131 kton NH₃ emissie, waarvan 118 uit de landbouw (wat 5% hoger is dan de uiteindelijke versie van het WAC-scenario).

Huidige stikstofdepositie



Verwachte stikstofdepositie



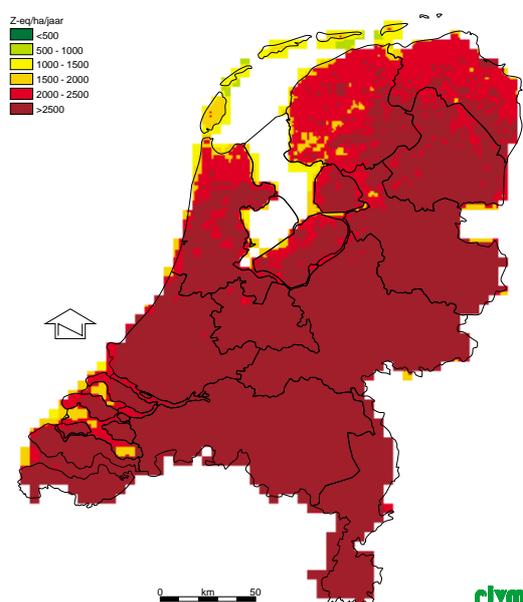
Figuur 4. Ruimtelijk beeld van de huidige (links) en toekomstige (rechts) depositie van totaal stikstof in mol N/ha/jr.

2.2.3 Zuurdepositie

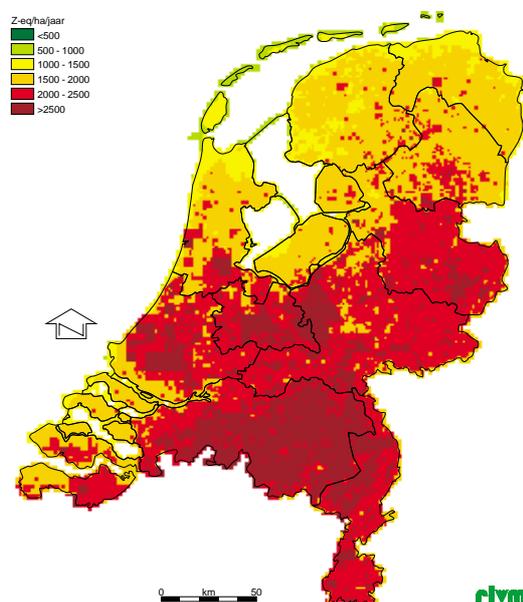
De depositie van potentieel zuur in 1997 (figuur 5) is verkregen door bij de depositie van stikstof tweemaal de depositie van SO_x op te tellen (1 mol SO_x komt overeen met 2 mol zuurequivalenten). De depositie van SO_x (schaalniveau 5 x 5 km) is met het OPS-model (Van Jaarsveld, 1995) berekend op basis van 1997-emissies, overgenomen uit Milieuverkenningen 5. In de totale depositie van potentieel zuur is een bijdrage van 300 mol/ha/jr door natuurlijke bronnen verdisconteerd.

De verwachte depositie van potentieel zuur in 2020 is berekend door bij de voor dat jaar verwachte depositie van stikstof tweemaal de verwachte depositie van SO_x op te tellen. De bij de berekening van de SO_x depositie gehanteerde emissie is overgenomen uit Beck et al., 2001 (scenario 0823) en is conform het CLRTAP-plafond voor 2010 (tabel 2). De verwachting is echter dat de emissie van zwaveldioxide (SO_2), zonder nieuw extra beleid, tussen 2010 en 2020 weer zal toenemen. In de totale depositie van potentieel zuur is een bijdrage van 300 mol/ha/jr door natuurlijke bronnen verdisconteerd.

Huidige zuurdepositie



Verwachte zuurdepositie



Figuur 5. Ruimtelijk beeld van de huidige (links) en toekomstige (rechts) depositie van potentieel zuur in mol zuur equivalenten/ha/jr.

Onzekerheden van stikstof- en zuurdeposities

De onzekerheid in de kaartbeelden van stikstof- en zuurdepositie wordt grotendeels bepaald door onzekerheden in emissiegegevens en onzekerheden bij de vertaling van emissiegegevens naar depositiegegevens. Daarnaast wordt het toekomstbeeld in sterke mate bepaald door de aannames die aan de scenario's ten grondslag liggen. Informatie over de onzekerheden in emissiegegevens en de vertaling daarvan naar deposities zijn beschreven in Aben et al. (in prep.).

2.3 Toelaatbare milieudruk

Algemene aanpak

Voor het in beeld brengen van de milieu-eisen van natuurdoeltypen is gebruik gemaakt van de 'Natuurplanner'. De 'Natuurplanner' is een platform voor ecologische data en modellen op het gebied van terrestrische natuur (Latour et al., 1997). De 'Natuurplanner' heeft als doel de ondersteuning van het natuur- en milieubeleid mogelijk te maken. Het bodemmodel SMART (Kros et al., 1995; Kros, 1998) en het vegetatiemodel MOVE (Wiertz et al., 1992) vormen de basis van de 'Natuurplanner'.

Met het ecologische model SMART-MOVE kan de relatie beschreven worden tussen enerzijds het milieu (i.r.t. de verthema's: vermessing, verdroging, verzuring en verspreiding) en anderzijds het effect op de natuur. De 'Natuurplanner' bevat daarnaast een module waarmee de voor natuurdoelen vereiste milieucondities in beeld gebracht kunnen worden (Van Hinsberg en Kros, 1999). Voor dergelijke normstellingsberekeningen wordt de ingreep-effectketen van milieudruk tot natuureffect in omgekeerde richting doorlopen. Gedetailleerde informatie over de normstellingsmethode is te vinden in Van Hinsberg en Kros (1999), STOP (1999) alsmede in Albers et al. (2001).

Voor de berekening met de normstellingsmodule dienen invoerbestanden beschikbaar zijn met per locatie (gridcel van 250 x 250 meter) het nagestreefde type natuur, het aldaar voorkomende bodemtype en vegetatiestructuurtype en een typering van de hydrologische situatie. Met de module kan berekend worden binnen welke milieugrenzen de gestelde natuurdoelen haalbaar worden geacht. De huidige versie van de normstellingsmodule is operationeel voor de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, de bodem-pH en de stikstofbeschikbaarheid in de bodem (Van Hinsberg en Kros, 1999). Om de milieugrenzen van soortengroepen te berekenen wordt gebruik gemaakt van informatie over milieugrenzen waarbinnen afzonderlijke plantensoorten kunnen voorkomen. Deze informatie is aanwezig in het vegetatiemodel MOVE. In een tweede rekenstap kunnen, met gegevens uit het bodemmodel SMART de milieugrenzen van soortengroepen in termen van bodemzuurgraad en stikstofbeschikbaarheid worden doorvertaald in depositieniveaus van zuur en stikstof.

Gewenst kwaliteitsniveau van de natuurdoeltypen

Het type nagestreefde natuur moet beschreven worden met (1) een lijst van de daarbij gewenste plantensoorten, alsmede (2) een indicatie van de hoeveelheid soorten dat gelijktijdig voor moet komen.

Ad 1) De lijsten van plantensoorten behorende tot de provinciale natuurdoeltypen zijn samengesteld op basis van de daarbij genoemde (landelijke) doelsoorten (Bal et al., 1995) en de soorten behorende tot de genoemde ecologische soortengroepen van Loopstra en Van der Maarel (1984).

Ad 2) In de natuurdoeltypenkaart is geen informatie opgenomen over het gewenste aantal plantensoorten per locatie. Ook het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland' (Bal et al., 1995) bevat geen harde gegevens⁴ over de nagestreefde soortenaantallen per oppervlakte-eenheid (zie ook Ten Brink et al., 2000). In de beschrijvingen van de doelpakketten van het Programma Beheer (Bal et al., 2000) zijn wel concrete doelstellingen genoemd wat betreft de soortensamenstelling. Deze beschrijvingen zijn o.a. door het gedetailleerde karakter van de doelpakketten niet direct koppelbaar aan de veel grovere landelijke natuurdoeltypenkaart. De keuze van het percentage gewenste plantensoorten van een natuurdoeltype is daarom gebaseerd op de fit tussen onafhankelijke meetgegevens en expertschattingen van de milieugrenzen van natuurdoeltypen en de resultaten van de normstellingsmodule bij verschillende percentages. Onderzocht zijn milieuranges, geschikt voor het voorkomen van minimaal 70%, 80% en 90% van het aantal soorten (zie tekstbox 1). Op basis van de relatief goede fit tussen meetgegevens van milieuranges van voorkomen en de op 80% van het aantal soorten gebaseerde milieurange, zijn de analyses uitgevoerd met gegevens gebaseerd op de 80%-drempel.

Tekstbox 1. Geschiktheid van modelresultaten om milieueisen van natuurdoeltypen in te schatten: Kalibratie van de drempelwaarden

In de analyses in dit rapport is gebruik gemaakt van milieueisen van natuurdoeltypen, die zijn ingeschat met behulp van informatie over de milieuranges waarin de plantensoorten van de betreffende natuurdoeltypen voorkomen (zie ook figuur 1).

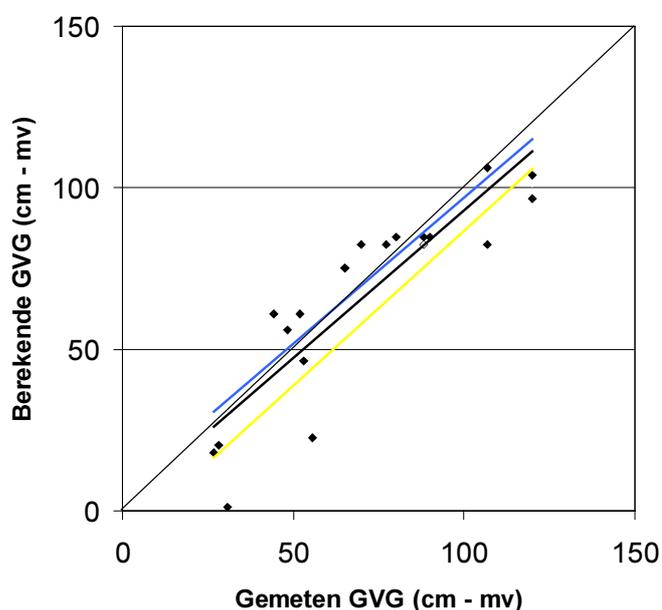
De milieueisen van een natuurdoeltype zijn bepaald door het nagestreefde kwaliteitsniveau van het natuurdoeltype (c.q. het aantal en type soorten). Als het natuurdoeltype in optimale conditie moet voorkomen, dan zal aan strikte milieurandvoorwaarden voldaan moeten zijn. Bij minder ambitieuze natuurdoelstellingen gelden ook minder strikte (minder nauwe) milieurandvoorwaarden. Met de 'Natuurplanner' kunnen de milieueisen berekend worden, uitgaande van elk willekeurig kwaliteitsniveau (c.q. soortensamenstelling). Concrete beleidsdoelstellingen voor het na te streven kwaliteitsniveau van natuurdoeltypen zijn nog niet beschreven (Bal et al., 1995).

De milieueisen van natuurdoeltypen zijn in dit rapport gebaseerd op milieueisen die geschikt zijn voor het voorkomen van minimaal 80% van het aantal soorten van een natuurdoeltype dat maximaal bij elkaar kan voorkomen. Deze keuze is gebaseerd op de vergelijking tussen de daarbij berekende en op onafhankelijke wijze gemeten/geschatte milieueisen van natuurdoeltypen. Tijdens die vergelijking is onderzocht, hoe de berekende milieuranges voor gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (die geschikt voor het voorkomen van minimaal 70%, 80% en 90% van het aantal soorten) zich verhouden tot meetwaarden en expertschattingen. Informatie hierover is opgenomen in het 2de deel van deze tekstbox.

⁴ Over dergelijke indicaties in het handboek wordt gezegd: "Deze waarden zijn echter nog slechts ruwe indicaties. Nader onderzoek zal plaats moeten vinden om een dergelijke normering te onderbouwen en nader uit te werken. Op grond van de ecologische amplitudes van de natuurdoeltypen uit hoofdgroepen 3 en 4A is echter nu al te concluderen dat soms een percentage van bijna 100% mogelijk moet zijn, terwijl voor andere typen 50% al hoog is."

Vervolg Tekstbox 1

Figuur 6 brengt in beeld wat het verband tussen de metingen/expert inschattingen en de modelberekening is. De relaties tussen meting en berekening zijn, ongeacht de gebruikte drempelwaarde, alle drie sterk significant. Wel verschillen de resultaten in de mate waarin zij de metingen/expert inschattingen benaderen. In het, voor verdrogingsanalyse, meest relevante traject tussen natte en vochtige natuur is het verschil tussen meting en berekening het kleinst bij de berekening gebaseerd op de drempelwaarde van 80% van het aantal soorten (zie tabel 3). Op basis van deze resultaten (en soortgelijke bevindingen in Albers et al., in (press) wat betreft kritische depositieniveaus en in Van Hinsberg en Kros (1999) wat betreft optimale biomassaniveaus van plantengemeenschappen) zijn de milieueisen van natuurdoeltypen gebaseerd op basis van ranges geschikt voor het voorkomen van 80% van het aantal soorten.



Figuur 6. Relatie tussen droogste gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG in cm -mv) van verschillende natuurdoeltypen op basis van metingen en expert-inschattingen (Aggenbach et al., 1998) en model berekeningen (Van Hinsberg en Kros, 1999). De doorgetrokken lijn geeft de 1:1-relatie aan. De zwarte lijn is de regressielijn ($Y = 0.9121X + 1.7959$; $R^2 = 0.77$) voor modelberekeningen ingeschat op basis van milieuranges waarbinnen 80% van het aantal soorten kan voorkomen. De blauwe ($Y = 0.9022X + 6.6519$; $R^2 = 0.74$) en gele lijn ($Y = 0.9595X - 9.1894$; $R^2 = 0.78$) geven de regressielijnen van de resultaten bij 70% en 90% weer.

Tabel 3. Relatie tussen berekende grondwaterstanden en grondwaterstanden van enkele typerende situaties. De berekende gewenste grondwaterstanden zijn ingeschat op basis van de regressievergelijkingen zoals weergegeven in figuur 6.

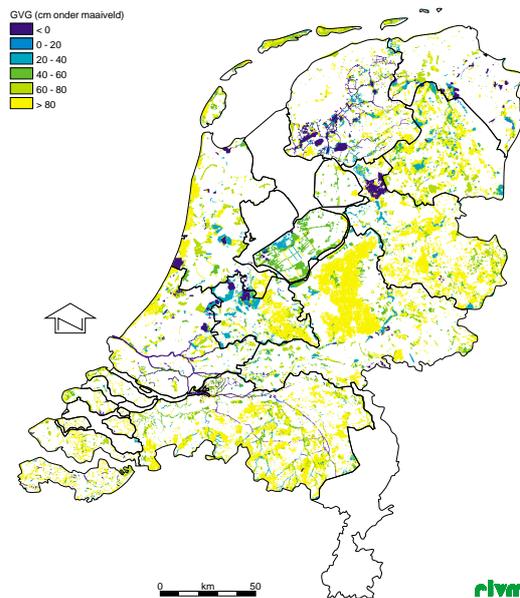
Typerende GVG (cm)	Situatie	Berekende gewenste GVG's bij verschillende 'natuurkwaliteitsniveaus' gebaseerd op het voorkomen van 70%, 80% of 90% van het aantal plantensoorten		
		70%	80%	90%
-20	(Aquatische natuur)	-11	-16	-28
0	(Natte natuur)	7	2	-9
40	(Vochtige natuur)	43	38	29
80	(Droge natuur)	79	75	68

Op basis van informatie uit het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland' (Bal et al., 1995) zouden er argumenten kunnen worden aangevoerd om voor natuurdoeltypen uit de verschillende hoofdgroepen (nagenoeg natuurlijk, begeleid natuurlijk, half-natuurlijk en multifunctioneel) verschillende milieugrenzen te gebruiken. Zo geeft het handboek aan dat er in multifunctionele natuurdoeltypen sprake is van een 'compromis met andere functies, zoals agrarische productie, intensieve recreatie of commerciële bosbouw', waarbij gestreefd wordt naar een optimum aan natuurwaarden 'binnen de randvoorwaarden die de andere functies stellen' (pag. 26, Bal et al., 1995). Sommige multifunctionele typen zullen 'door het medegebruik niet voldoen aan de voor natuurdoeltypen gestelde eisen' (pag. 123, Bal et al., 1995). Dit terwijl in half-natuurlijke typen het beheer juist gericht is op het realiseren van de gestelde natuurdoelstellingen. In nagenoeg natuurlijke en begeleid natuurlijke typen zal het milieu zo schoon moeten zijn, dat de natuur zelf, zonder veel ingrepen van buitenaf, zich met voldoende kwaliteit kan ontwikkelen. Op basis van deze verschillen zouden voor nagenoeg natuurlijke en begeleid natuurlijke typen strengere milieu-eisen geformuleerd kunnen worden, dan voor half-natuurlijke typen, die vervolgens weer strenger zouden zijn dan voor multifunctionele natuurdoeltypen. Voor multifunctionele natuurdoelen zijn de randvoorwaarden, die uit het lokale multifunctionele gebruik volgen, echter niet bekend. Daarnaast zijn de natuurdoelstellingen, die aan de multifunctionele typen worden gesteld, vaak onvoldoende concreet beschreven (dit geldt niet voor multifunctionele akkers en graslanden waarvoor aparte soortenlijsten in het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland' zijn opgenomen, Bal et al., 1995). Het is daarom niet mogelijk om landelijk voor multifunctionele natuurdoeltypen differentiërende milieugrenzen te bepalen. In de analyses is voor multifunctionele natuurdoeltypen dan ook standaard uitgegaan van dezelfde milieu-eisen (milieucondities waarbij minimaal 80% van de toegewezen soorten voor kunnen komen) als voor vergelijkbare half-natuurlijke typen. Ook de milieu-eisen voor nagenoeg en begeleid natuurlijke eenheden zijn op dezelfde manier bepaald. Hoofdstuk 4 gaat verder in op de consequenties van deze keuze.

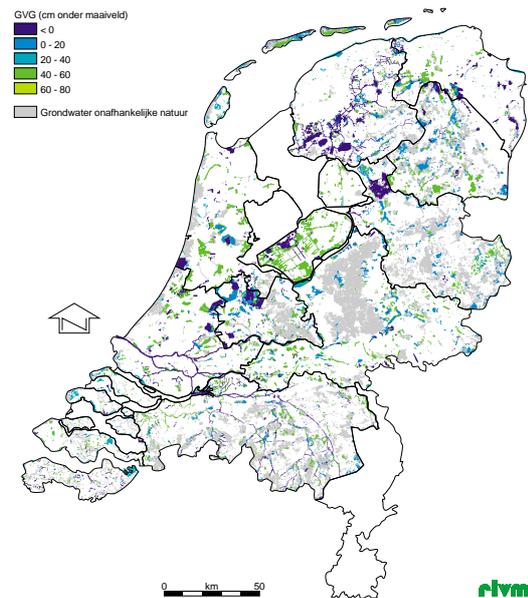
2.3.1 Gewenste grondwaterstand

Op basis van informatie over de milieugrenzen van de afzonderlijke soorten is bepaald wat de milieugrenzen voor de verschillende natuurdoeltypen zijn. De grondwaterstanden zijn berekend in termen van voorjaarsgrondwaterstanden in cm onder het maaiveld. Informatie over de berekende voorjaarsgrondwaterstanden is te vinden in Hinsberg en Kros (1999). Naast de milieugrenzen in grondwaterstand is tevens berekend wat de optimale voorjaarsgrondwaterstanden van de natuurdoeltypen zijn. De informatie is gekoppeld aan de natuurdoeltypenkaarten (figuur 7). In deze kaartbeelden zijn de aquatische natuurdoeltypen ook opgenomen.

Minimaal vereiste grondwaterstanden



Optimale grondwaterstanden



Figuur 7. Ruimtelijk beeld van de laagst toelaatbare (links) en de optimale (rechts) gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand van de dominante natuurdoeltypen per 250 x 250 meter in cm onder het maaiveld.

In figuur 7 zijn duidelijk de grondwaterafhankelijke typen zichtbaar. In de duinen zijn relatief weinig natte natuurdoeltypen dominant op 250 x 250 meter. Op de hogere zandgronden komen deze verspreid voor of geconcentreerd rond bijvoorbeeld beekdalen. In laagveen- en zeekleigebieden zijn de nattere natuurdoeltypen weer algemener.

Onzekerheden in gewenste en optimale voorjaarsgrondwaterstanden

Er is relatief weinig bekend over de relatie tussen de gewenste voorjaarsgrondwaterstanden en de natuurdoeltypen. De hoeveelheid metingen is beperkt en zeker niet alle natuurdoeltypen zijn even goed bestudeerd. De bestaande informatie is daarom veelal een combinatie van metingen en expertschattingen. Gegevens van typen in Holoceen Nederland zijn beschreven in Blokland en Kleijberg (1997), die van Pleistoceen Nederland in Aggenbach et al. (1999). Gezien de dekking en de eenduidigheid van de methode is in dit rapport gebruik gemaakt van de normstellingsmethode van de 'Natuurplanner' (Van Hinsberg en Kros, 1999). In tekstbox 1 zijn de berekende grondwaterstanden vergeleken met gegevens van andere bronnen. De relatie tussen de modeluitkomsten en de metingen is sterk. Voor afzonderlijke natuurdoeltypen is er echter soms wel een afwijking tussen beide gegevens. Gezien de landelijke toepassing is het echter met name belangrijk dat de algemene beschrijving voldoet. Gebruik en interpretatie van de resultaten voor lokale situaties moet met zorgvuldigheid gebeuren/vermeden worden.

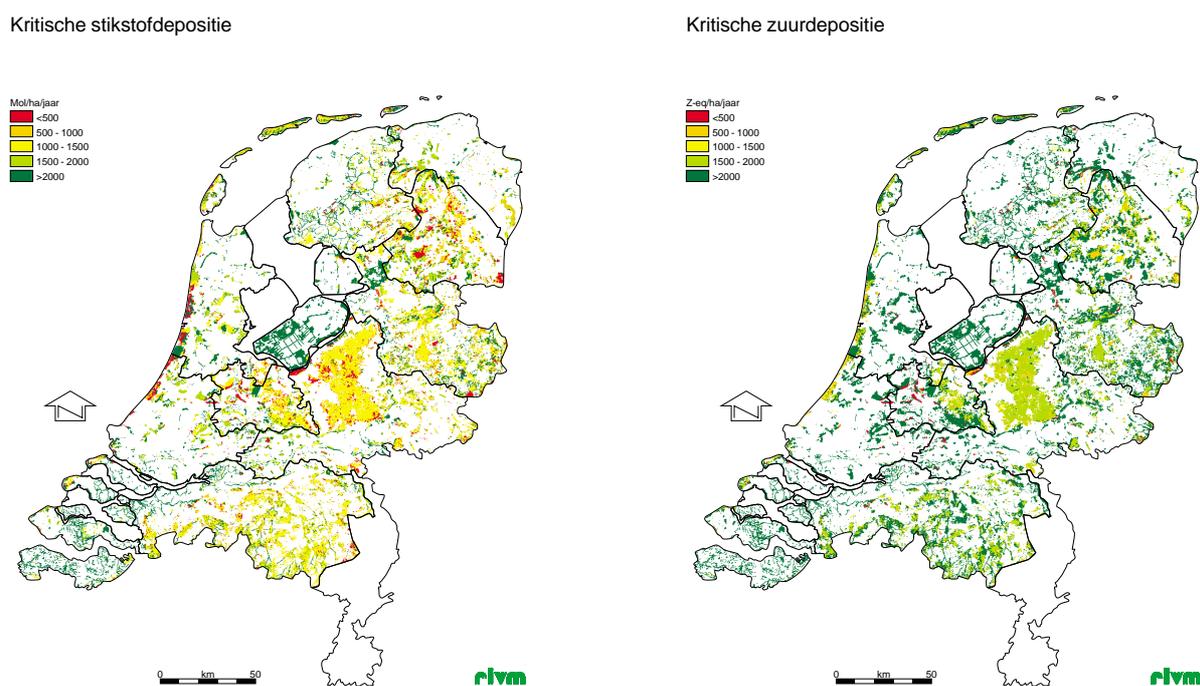
Naast bovenstaande methodische aspecten is het voor het afleiden van de milieu-eisen voor natuurdoelen belangrijk, dat de nagestreefde natuurdoelstellingen zou goed mogelijk beschreven zijn. Wanneer de natuurdoelstellingen grof op kaart gezet zijn, zijn ook de milieu-eisen grof op kaart gekomen (vergelijk figuur 15 en figuur 7). De mate van detail waarmee de

milieuranges van de natuurdoeltypen kunnen worden beschreven, wordt soms ook nadelig beïnvloed door het feit, dat sommige natuurdoeltypen bestaan uit soortengroepen met zeer uiteenlopende milieutoleranties. Voorbeelden hiervan zijn te vinden in Blokland en Kleijberg (1997), Runhaar en Van 't Zelfde (1996), Aggenbach et al. (1999) en Van Hinsberg en Kros, (1999). Deze natuurdoeltypen zullen daardoor bredere milieuranges hebben. Door de milieuranges te baseren op milieucondities waar minimaal 80% van de plantensoorten in voorkomt, liggen de milieuranges echter toch dicht rond het optimum en zijn daarom toch smaller dan de milieuranges gebaseerd op expertschattingen.

2.3.2 Kritische stikstof- en zuurdepositie

Met behulp van de normstellingsmodule van de 'Natuurplanner' zijn op basis van de berekende milieugrenzen voor stikstofbeschikbaarheid in de bodem en bodem-pH de kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur berekend. Daarbij is uitgegaan van die depositieniveaus waarbij de bodem niet zuurder en rijker wordt dan de natuurdoeltypen vereisen. Wanneer met de SMART-MOVE benadering geen kritische stikstofdepositie berekend kon worden, is gebruik gemaakt van de empirische kritische deposities van Bobbink et al. (1995; 1996). De gebruikte empirische kritische deposities zijn weergegeven in bijlage 3. Achtergrond informatie over de methoden is te vinden in Hinsberg en Kros (1999), Albers et al. (2001) en STOP (1999).

In figuur 8 zijn de kritische depositieniveaus weergegeven van respectievelijk totaal stikstof en potentieel zuur. Kwetsbare natuurdoeltypen komen met name voor op de hogere zandgronden en de duinen. Minder gevoelig zijn de zeekleigebieden.



Figuur 8. Ruimtelijk beeld van de kritische stikstof- (links) en zuurdeposities (rechts) van de dominante natuurdoeltypen per 250 x 250 meter.

Onzekerheden in kritische stikstof- en zuurdeposities

In dit rapport is gefocust op kritische depositieniveaus van stikstof en potentieel zuur voor natuurdoeltypen, waarbij gebruik is gemaakt van zowel modelresultaten als empirische gegevens. De bronnen van onzekerheden in de modelresultaten zijn beschreven in Van Hinsberg en Kros (1999) en STOP (1999). Indicaties over de mate van betrouwbaarheid van de empirische gegevens, die varieert per ecosysteem, zijn beschreven in Bobbink et al. (1995; 1996). Over de range van verschillende ecosystemen zijn de empirische gegevens en modelresultaten onderling vergelijkbaar. Voor specifieke systemen zijn er echter ook verschillen. Met name in kalkrijke gebieden zijn de kritische stikstofdepositieniveaus gebaseerd op empirische gegevens, die lager zijn dan die volgens de modelberekening (Van Hinsberg en Kros, 1999). De verschillen tussen de methoden onderling zijn echter kleiner dan het verschil tussen de heersende depositieniveaus en de kritische depositieniveaus, waardoor uitspraken over overschrijding van kritische depositie niveaus robuust zijn.

In Albers et al. (2001) zijn de kritische deposities voor de verschillende beschermingsdoeleinden naast elkaar gezet. Uit deze vergelijking blijkt, dat in het algemeen de kritische depositieniveaus, gericht op het beschermen van de natuur, strenger zijn dan de kritische depositieniveaus gericht op bescherming van de grondwaterkwaliteit of bosvitaliteit (Albers et al., 2001). Maar ook de kritische depositieniveaus gebaseerd op basis van milieuranges geschikt voor 70% of 80% van het aantal soorten, verschillen van elkaar (Albers et al., 2001). Deze vergelijkingen maken duidelijk dat de kritische depositieniveaus afhangen van het beschermingsdoel en de nagestreefde milieuconditie. Onduidelijkheid over de nagestreefde natuurkwaliteit beïnvloeden daarmee ook de betrouwbaarheid van de kritische depositieniveaus. De kritische depositieniveaus gebaseerd op milieuranges geschikt voor 80% van het aantal soorten komen echter beter overeen met de empirische gegevens dan die gebaseerd op het 70% niveau (Albers et al., 2001). Aandachtspunten ten aanzien van de nagestreefde natuurkwaliteit zijn opgenomen in hoofdstuk 4.

3. Analyse knelpunten in milieudruk

3.1 Verschil gewenste/toelaatbare en aanwezige grondwaterstand

Grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen stellen eisen aan de grondwatersituatie. Als de grondwaterstand verlaagd wordt, veranderen de standplaatsomstandigheden en daarmee ook de groeimogelijkheden van plantensoorten; soorten die aangepast zijn aan natte omstandigheden worden daarbij verdrongen door soorten van drogere milieus. Om natuurdoeltypen, met de gewenste soortensamenstelling, te kunnen realiseren dient de (voorjaars-)grondwaterstand te voldoen aan de milieu-eisen, die de betreffende plantensoorten stellen. Als de voorjaarsgrondwaterstand te laag is, is er sprake van een knelpunt voor het te realiseren natuurdoel. In deze paragraaf wordt in beeld gebracht waar dergelijke knelpunten optreden. De knelpunten kunnen niet zondermeer gelijkgesteld worden aan knelpunten in verdroging. Verdroging⁵ is namelijk niet alleen gerelateerd aan een te lage grondwaterstand, maar ook aan de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit.

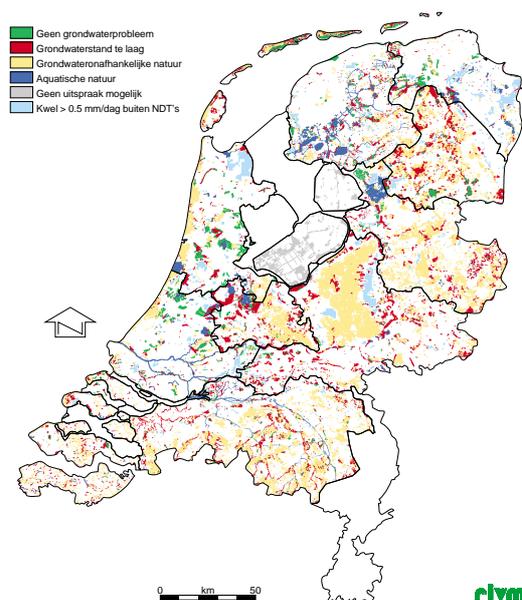
Knelpunten in beeld

Figuur 9 brengt in beeld, waar voor grondwaterafhankelijke natuur, de actuele en toekomstige gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand lager is, dan de optimale en/of de minimaal vereiste grondwaterstand van het geplande natuurdoeltype. De variatie in het beeld wordt veroorzaakt door de variatie in de gevoeligheid van de natuurdoeltypen alsmede de huidige c.q. in 2020 actuele voorjaarsgrondwaterstand.

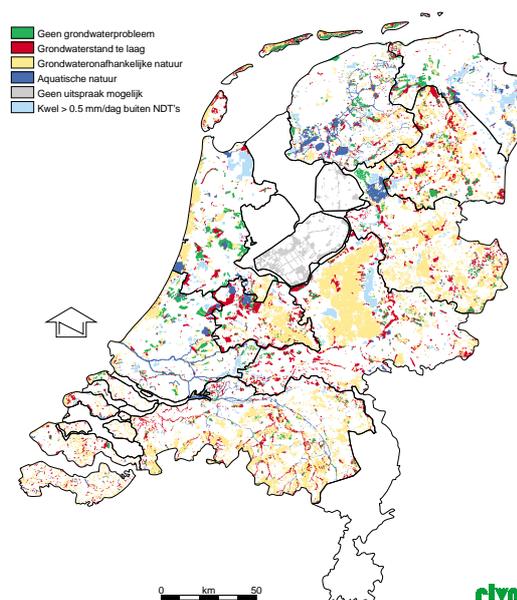
In figuur 9 zijn alleen de grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen beschouwd; natuurdoeltypen met gewenste grondwaterstanden dieper dan 80cm onder het maaiveld en aquatische natuur zijn niet betrokken in de analyses.

⁵ De definitie van verdroogde gebieden volgens de 'Evaluatienota Water' (V&W, 1993) is: 'Een gebied wordt als verdroogd aangemerkt als aan dat gebied een natuurfunctie is toegekend en de grondwaterstand in dat gebied onvoldoende hoog is, dan wel de kwel onvoldoende sterk om bescherming van de karakteristieke grondwaterafhankelijke ecologische waarden, waarop de functietoekenning is gebaseerd, in dat gebied te garanderen. Een gebied met een natuurfunctie wordt ook als verdroogd aangemerkt, als ter compensatie van een te lage grondwaterstand, water van onvoldoende kwaliteit moet worden aangevoerd'.

Huidige knelpunten grondwater



Verwachte knelpunten grondwater



Figuur 9 Ruimtelijk beeld van de locaties waar de huidige (links) en toekomstige (rechts) gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand te laag is voor grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen.

De mate van verdroging (c.q. te lage grondwaterstanden) van grondwaterafhankelijke natuur is in de huidige situatie aanzienlijk en blijft dat naar verwachting ook in de toekomstige situatie. In totaal is circa 330.000 ha grondwaterafhankelijke natuur op kaart gezet. In circa 246.000 ha daarvan voldoet de actuele hydrologische situatie, in termen van de voorjaarsgrondwaterstand, niet aan de gewenste voorjaarsgrondwaterstand. Ondanks de verwachte inspanningen op het gebied van de verdrogingsbestrijding is rond 2020 nog sprake van te lage grondwaterstanden in circa 225.000 ha.

Deze getallen wijken af van de informatie uit de provinciale verdrogingskaarten (IPO/RIZA, 1998, 2000). Deels heeft dit te maken met het feit, dat bij de verdrogingskaart doorgaans gehele natuurgebieden zijn weergegeven waarbinnen verdroogde kernen voorkomen (in totaal zo'n 500.000 tot 600.000 ha.). Dat wil niet zeggen dat het hele natuurgebied verdroogd is. In figuur 9 is daarentegen alleen een knelpunt aangegeven voor dominante grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen in cellen van 250 x 250 meter. Het oppervlakte aan grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen, ofwel het areaal waarin een knelpunt berekend zou kunnen worden, is al beduidend lager dan het oppervlakte aan verdroogd gebied in de provinciale verdrogingskaart. In figuur 9 worden dan ook vaak binnen één en hetzelfde natuurgebied zowel cellen gevonden met en zonder knelpunten. Het verschil met de verdrogingskaart heeft ook te maken met het feit dat in de verdrogingskaart, in tegenstelling tot figuur 9, ook verdroging ten gevolge van grond- en oppervlaktewaterkwaliteit (resp. een te lage kweldruk en de inlaat van systeemvreemd water) is aangegeven. Andersom komt het ook voor, dat een gebied op de verdrogingskaart niet als verdroogd is aangemerkt, terwijl uit deze analyse blijkt dat er wel sprake is van een te lage voorjaarsgrondwaterstand.

Uit de analyse blijkt, dat op lokale schaal vooral de beekdalen (bronbossen), de natte en vochtige schraalgraslanden, de vochtige heiden en hoogvenen profiteren van de verhoging van de grondwaterstand. De toename van het areaal waar aan de hydrologische eisen van deze natuurdoeltypen wordt voldaan, varieert van 10% tot 20%. Desondanks blijft het perspectief voor deze en andere grondwaterafhankelijke natuur slecht. Het areaal waarin rond 2020 de hydrologische condities overeenkomen met de gewenste condities, blijft beperkt van enkele tot hooguit enige tientallen procenten.

Met name in de duinen wordt het totale areaal met knelpunten ten aanzien van de grondwaterstand nog onderschat. Één van de redenen hiervoor is, dat de geëvalueerde dominante natuurdoeltypen veelal ongevoelig zijn voor grondwaterstanden (figuur 9). Een andere reden is het reliëf in de duinen, dat over korte afstanden zeer sterk kan variëren. Het oplossend vermogen van landsdekkende hydrologische modellen is te grofschalig om daar afdoende rekening mee te kunnen houden. Tenslotte worden de grondwaterstanden en -beweging in veel duinen in hoge mate bepaald door fjnschalige ingrepen van de mens in het hydrologische systeem t.b.v. de drinkwaterwinning.

In het overgrote deel van de wel beschouwde grondwaterafhankelijke natuur is in de duinen de voorjaarsgrondwaterstand echter wel te laag. In noordelijk Flevoland wordt het areaal verdroging mogelijk te hoog ingeschat. Volgens de provinciale verdrogingskaart is het knelpunt in Flevoland veel kleiner (IPO/RIZA, 1998; 2000). Volgens de nu gevolgde analyse hebben de geplande natuurdoeltypen, veelal bosgemeenschappen op zeelei (Zk-3.10) of daarvan afgeleide multifunctionele natuurdoeltypen, te maken met een te lage grondwaterstand. Knelpunt is dat de grondwatertrappenkaart in Flevoland niet altijd even nauwkeurig is. Hoewel Zk-3.10 veelal wordt aangemerkt als een kritisch natuurdoeltype dat hoge grondwaterstanden vereist (Bal et al., 1995; Werkgroep Gewenst Grondwater Regiem Groningen, 1999) die niet overal in Flevoland aanwezig zijn, worden ook wèl realiseerbaar geachte drogere vegetatietypen tot dit type gerekend (zoals Abelen-Iepenbos, zie Blokland en Kleijberg, 1997).

In figuur 9 worden relatief veel gebieden in en rond de uiterwaarden aangegeven als een knelpunt, die niet in de provinciale verdrogingskaart zijn opgenomen. Voor een deel wordt aldaar het verdrogingsgevoelige natuurdoeltype ‘nat schraalgrasland in het rivierengebied’ (Ri-3.4) aangegeven in de natuurdoeltypenkaarten. De projectgroep ‘Doeltoewijzing’ (Bal et al., 2000) geeft aan, dat wat betreft de natte schraallanden in het algemeen (veel) meer is toegewezen door de provincies dan in de nationale taakstelling en dat dit deels te verklaren is uit een ‘(te) optimistische inschatting van de realisatiekansen’. Het is niet onrealistisch om aan te nemen dat dit ook geldt voor een deel van de schraalgraslanden in en rond de uiterwaarden.

Het percentage natuur met te lage grondwaterstanden varieert per provincie en per natuurdoeltype. De analyse laat zien dat problemen met name spelen in hoog Nederland. In dit deel van Nederland heeft vrijwel alle grondwaterafhankelijke natuur te kampen met een te lage grondwaterstand. In laag Nederland is de grondwaterstand in grote delen van de grondwaterafhankelijke natuur geen beperking voor de beoogde natuurdoeltypen. Dit beeld

komt overeen met de informatie uit de provinciale verdrogingskaarten (bijlage 4). Veel gebieden in laag Nederland worden in de provinciale verdrogingskaarten aangemerkt als verdroogd door de inlaat van systeemvreemd water c.q. de waterkwaliteit en niet door een te lage grondwaterstand.

De knelpunten doen zich verspreid voor in een groot gebied, hetgeen consequenties heeft voor de oplossingsrichting als men alle natuurdoelen wil blijven nastreven. In plaats van lokale, in de ruimte sterk begrensde (effectgerichte) maatregelen biedt een regionale (brongerichte) aanpak, bijvoorbeeld op het niveau van een stroomgebied, waarbij het gehele hydrologische systeem als het ware wordt opgetild, meer perspectief voor de verbetering van de kwaliteit van de natte en vochtige natuur. Meer informatie over oplossingsrichtingen is te vinden in paragraaf 3.3.

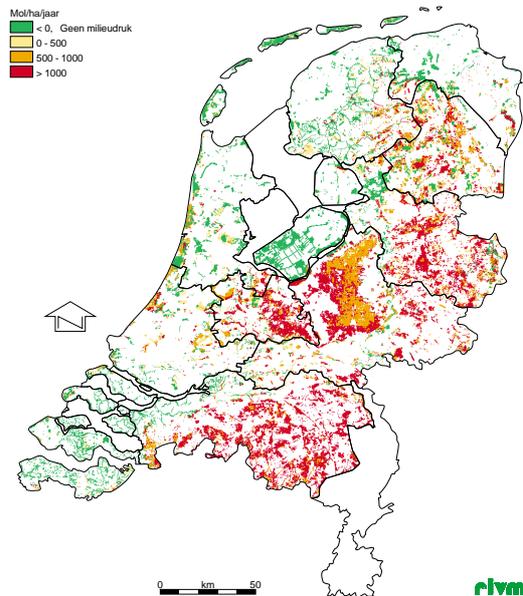
3.2 Verschil toelaatbare en aanwezige stikstof- en zuurdepositie

De verschillende terrestrische natuurdoeltypen stellen niet alleen eisen aan de grondwaterstand, maar ook aan bodemcondities zoals bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid. Door de hoge atmosferische depositie van zuurvormende stoffen (ammoniak, stikstofoxiden en zwaveloxiden) verzuurt de bodem en neemt stikstof in de bodem toe. Als gevolg van veranderingen in de bodem, het leefmilieu van planten, veranderen concurrentieverhoudingen tussen plantensoorten. Snelgroeierende stikstofminnende en zuurtolerante plantensoorten verdringen daarbij de meestal zeldzamere plantensoorten. De vergrassing van heideterreinen en de verruiging van bos en duin worden veelal toegeschreven aan de effecten van hoge atmosferische depositie van stikstof en potentieel zuur (Albers et al., 2001). Om natuurdoeltypen met de gewenste soortensamenstelling te kunnen realiseren dient de zuur- en stikstofdepositie zo te zijn dat de bodem niet te zuur wordt en de stikstofbeschikbaarheid voldoet aan de eisen van de betreffende plantensoorten. Waar de depositie deze kritische niveaus overschrijdt ontstaan knelpunten bij de realisatie van de natuurdoelen. In deze paragraaf wordt in beeld gebracht waar dergelijke knelpunten optreden.

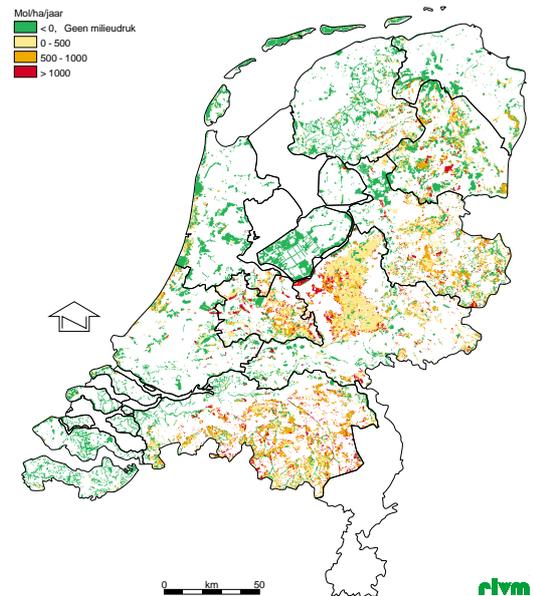
Knelpunten in beeld

Figuur 10 brengt in beeld waar de actuele stikstofdepositie hoger is dan het kritische depositieniveau, figuur 11 geeft dat beeld ten aanzien van de zuurdepositie.

Huidige overschrijding stikstofdepositie

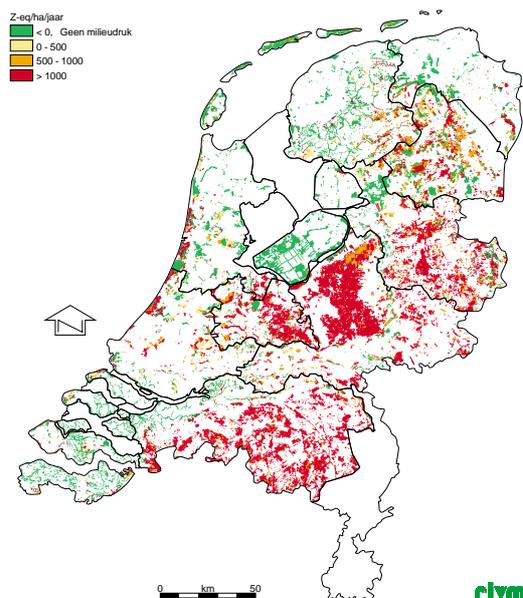


Verwachte overschrijding stikstofdepositie

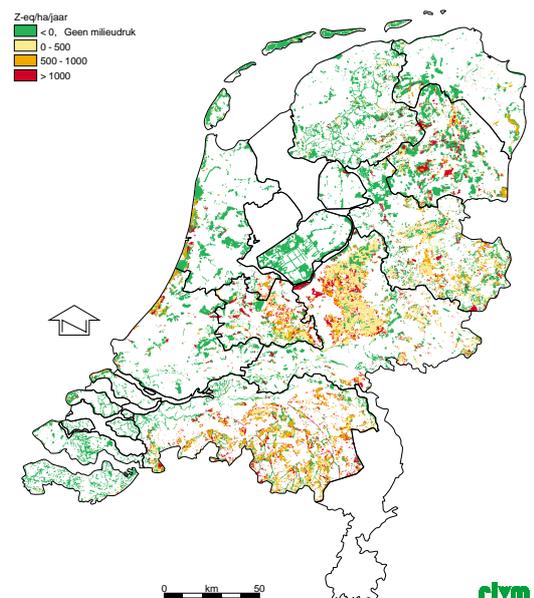


Figuur 10 Ruimtelijk beeld van de locaties waar de huidige (links) en toekomstige (rechts) stikstofdepositie te hoog is voor geplande natuurdoeltypen.

Huidige overschrijding zuurdepositie



Verwachte overschrijding zuurdepositie



Figuur 11 Ruimtelijk beeld van de locaties waar de huidige (links) en toekomstige (rechts) depositie van potentieel zuur (in zuur equivalenten/ha/jr) te hoog is voor geplande natuurdoeltypen.

De knelpunten in relatie tot zowel de depositie van stikstof als potentieel zuur zijn aanzienlijk. In grote delen van Nederland staat de natuur onder druk van te hoge atmosferische stikstof- of zuurdepositie, of een combinatie van beide. In circa 70% van het areaal natuurdoeltypen wordt het kritische depositieniveau overschreden door de huidige stikstofdepositie. Bij het halen van de emissiedoelstellingen in 2020 neemt de overschrijding door atmosferische stikstof af tot de helft van het areaal. Voor zuurdepositie is dat vergelijkbaar (respectievelijk 80 en 55%).

De mate waarin het huidige stikstofdepositie te hoog is varieert aanzienlijk binnen Nederland (figuur 10). Het ruimtelijk beeld van knelpunten van overschrijding van de kritische zuurdepositie (figuur 11) vertoont hiermee grote overeenkomsten. Het regionale patroon van de knelpunten is een direct gevolg van enerzijds de ruimtelijke variatie in de gevoeligheid van de natuurdoeltypen en anderzijds de ruimtelijke variatie in de depositie zelf. De duinen en hogere zandgronden bevatten veel gevoelige natuurdoeltypen in vergelijking met het zeelei- en rivierengebied. Knelpunten met betrekking tot verzuring doen zich dan ook relatief vaker voor in de duinen en op de hogere zandgronden (zie ook Milieuverkenningen 5, RIVM, 2000), waar veel gevoelige systemen liggen. Dit beeld wordt nog versterkt doordat op de hogere zandgronden ook de depositie hoog is, door met name emissie van ammoniak. In de minder verzuringsgevoelige zeeleigebieden is de depositie van stikstof juist relatief laag. Dezelfde conclusies worden getrokken in 'Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing' (Albers et al., 2001) waarin overschrijdingen van kritische depositie voor natuur, bodembescherming, grondwaterbescherming (i.r.t. de nitraatnorm) en bosvitaliteit/bosgroei zijn onderzocht. De daarin gebruikte kritische depositieniveaus voor natuur zijn echter niet gerelateerd aan de provinciale natuurdoeltypenkaart, die toen nog niet beschikbaar was.

Ook binnen regio's varieert lokaal de mate van overschrijding van de kritische depositieniveaus aanzienlijk. Enerzijds komen vaak op geringe afstand natuurdoeltypen voor met geheel verschillende gevoeligheid. In de flanken van de Utrechtse Heuvelrug en Veluwe, waar kwelwater dicht aan de oppervlakte komt, is de gevoeligheid voor depositie veel minder dan in de nabijgelegen hogere delen. Datzelfde speelt in en rond de beekdalen, waar zichtbaar verbeteringen optreden door de verwachte afname van de depositieniveaus. Anderzijds neemt de depositie van met name ammoniak sterk af met de afstand tot de emissiebron. Als gevolg hiervan is de depositie en dus ook de overschrijding van de kritische depositieniveaus lager in het centrum van grote aaneengesloten gebieden dan aan de rand van die gebieden. In veel van de kleinere, niet aaneengesloten natuurgebieden omsloten door agrarisch gebied, is de afstand tot emissiebronnen vaak zo klein, dat er sprake is van een aanzienlijke milieudruk.

Knelpunten doen zich met name voor in droge heiden en zandverstuivingen (knelpunt in meer dan 90% van het areaal), bossen op de hogere zandgronden (80-90%), droge schraalgraslanden en rivierduinen. Datzelfde geldt voor de nattere natuurdoeltypen zoals vochtige heide en hoogveen (meer dan 90%), natte schraalgraslanden en bronbossen. Zoals al is aangegeven zijn daarbij de knelpunten in de duinen en de hogere zandgronden relatief het

grootst. De nu aanwezige knelpunten in het zeeleigebied, het rivierengebied en de laagveengebieden zullen bij de voorgenomen depositiereductie nog verder afnemen (zie ook Milieuverkenningen 5; RIVM, 2000). Op de hogere zandgronden profiteren vooral de beekdalen en kwelgebieden (bronbossen en natte en vochtige schraalgraslanden) van de beoogde depositiereductie rond 2020.

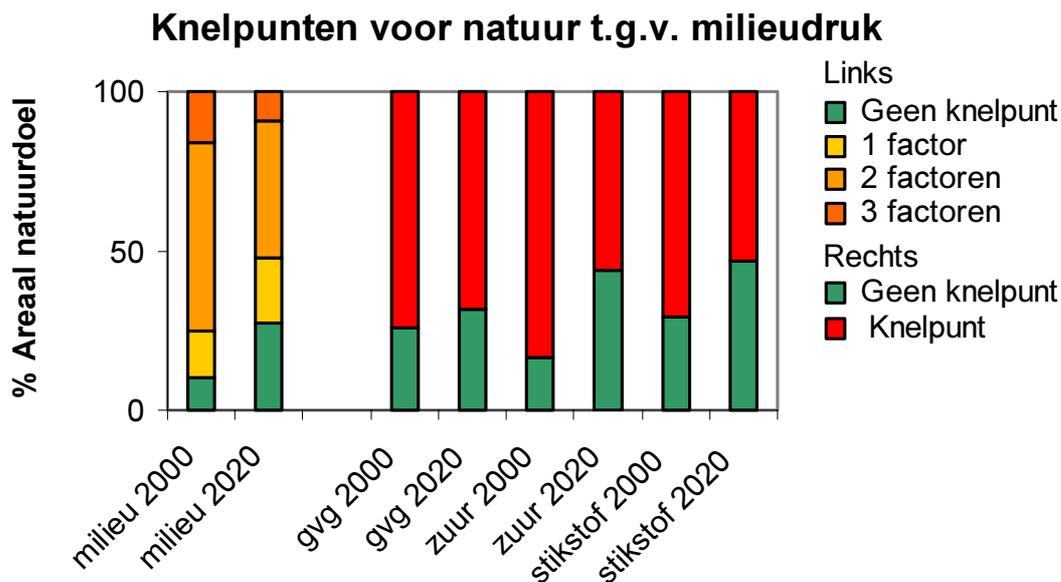
Ondanks de voorspelde verbeteringen blijft het perspectief voor veel natuurdoeltypen ook dan nog slecht. Slechts bij 45% van de natuurdoeltypen is er een knelpunt in minder dan 5% van het areaal, in circa 25% van de natuurdoeltypen is er een knelpunt in meer dan de helft van het areaal.

3.3 Milieuknelpunten en oplossingsrichtingen

In de voorafgaande paragrafen zijn de milieuknelpunten in grondwaterstand, stikstofdepositie en zuurdepositie afzonderlijk behandeld. Om het voorkomen van gewenste plantensoorten mogelijk te maken, moeten echter alle milieucondities gelijktijdig voldoen aan de eisen van die soorten. In deze paragraaf wordt aandacht besteed aan het gezamenlijk voorkomen van knelpunten in milieudruk. Het gaat daarbij om een indicatie over de belemmering van de natuurdoelen. Daarbij moet worden opgemerkt, dat één knelpunt in milieudruk al kan betekenen dat het beoogde natuurdoeltype niet met de gewenste kwaliteit voor kan komen. Naast de stapeling van de milieuknelpunten wordt in deze paragraaf aandacht geschonken aan de mogelijke oplossingsrichtingen van de knelpunten.

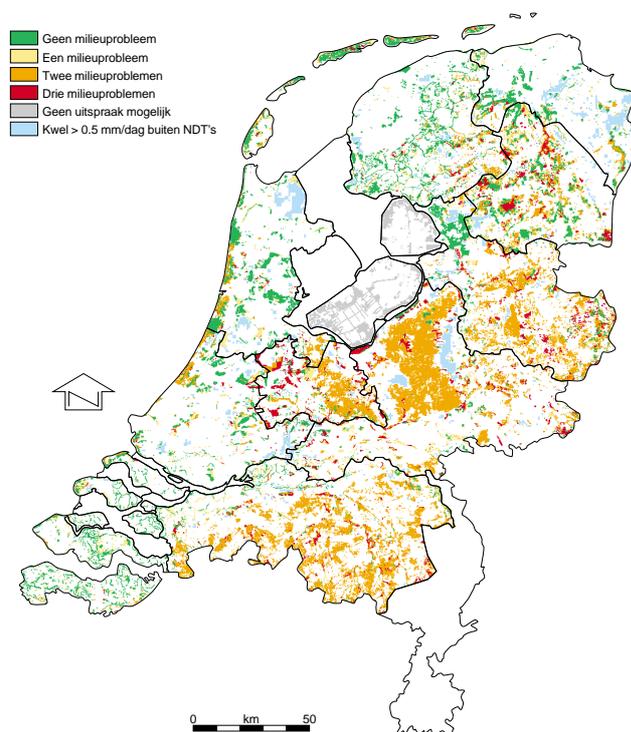
Stapeling milieuknelpunten

In figuur 12 is weergegeven in welk percentage van het areaal natuur zich te grote milieudrukken voordoet. Uit het linkerdeel van de figuur blijkt dat rond 2020 het areaal zonder knelpunten toeneemt tot circa 30%. Duidelijk is dat met name de beoogde depositiereducties sterk bijdragen aan deze verbetering. De verbetering ten aanzien van de grondwaterstand is veel minder groot.



Figuur 12 Percentage van het areaal natuurdoeltypen waarbij de milieu-eisen worden overschreden door de huidige en toekomstige milieudruk. Voor knelpunten in de grondwaterstand (t.a.v. de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand of GVG) is alleen het areaal grondwaterafhankelijke natuur beschouwd.

Verwachte milieuknelpunten



Figuur 13 Ruimtelijk beeld van de locaties waar knelpunten in milieudrukken verwacht worden rond 2020.

In figuur 13 is het ruimtelijk beeld weergegeven van situaties waar knelpunten optreden. Gezien de omvang van het areaal met knelpunten, is verbetering van de natuurkwaliteit vooral gebaat bij een generieke aanpak van de milieuproblematiek, althans in een groot deel

van Nederland. Waar mogelijk dienen de verschillende knelpunten op een samenhangende wijze te worden aangepakt, zodat de beoogde natuurdoelen gerealiseerd kunnen worden.

Oplossingsrichtingen verdroging

Omdat de knelpunten ten aanzien van de grondwaterafhankelijke (natte en vochtige) natuur zich verspreid voordoen in een groot gebied, verdient een regionale (brongerichte) aanpak (bijvoorbeeld op het niveau van een stroomgebied) de voorkeur boven lokale, in de ruimte sterk begrensde (effectgerichte) maatregelen.

Daarnaast is in de Natuurbalans 1998 (RIVM, 1998) reeds gepleit voor het beter benutten van gebieden met kwel ten behoeve van natuurontwikkeling. De destijds getrokken conclusies zijn nog onverkort van kracht. Met name in oost Groningen, oost Friesland, west Drenthe, de kop van Overijssel en de flanken van de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug wordt de aanwezigheid van kwel niet of maar beperkt benut voor natuur. Inzet op kwelgebieden is niet alleen relevant voor het versterken van de positie van grondwaterafhankelijke natuur, maar ook voor de vermindering van knelpunten in de verzuringsdruk (effecten van te hoge zuur- en stikstofdepositie). De kwel die uit diepere grondlagen aan de oppervlakte komt, heeft door de lange verblijftijd (> 100 jaar) in de bodem een relatief hoog calciumgehalte. Effecten van verzuring kunnen hiermee gebufferd worden.

Voor het benutten van potenties uit ondiepe lokale kwel (kwel met een relatief korte verblijftijd (<25 jaar)) is ook de bescherming van de infiltratiegebieden zelf essentieel. Een aanpak op het niveau van een stroomgebied (watersysteembenadering) verdient hier sterk de voorkeur. Belangrijk is, dat het infiltrerende regenwater schoon is en niet verloren gaat door grondwateronttrekkingen. Bescherming van de lokale kwel stelt dus eisen aan de gebruiksfuncties in het infiltratiegebied. Gedacht kan worden aan schone vormen van landbouw (gericht op weinig uitspoeling van nitraat naar het grondwater en geen/geringe beïnvloeding van de kwelstroom) of uitplaatsing van landbouw ten gunste van natuur. Als concreet voorbeeld van een dergelijke bescherming kunnen de beekdalen genoemd worden. De provincies hebben zeer beperkt beekdalen opgenomen in de natuurdoeltypenkaarten. Slechts 20% van de rijkstaakstelling van het beoogde areaal is terug te vinden in de provinciale kaarten (Bal et al., 2000). Daarbij is het toegewezen areaal veelal versnipperd over verschillende beekdalsystemen (Bal et al., 2000). Niet alleen de lager gelegen kwelzones (cq. het beekdal zelf) zijn versnipperd opgenomen in de natuurdoeltypenkaarten, maar ook de hoger gelegen infiltratiegebieden (van die kwelzones).

Oplossingsrichtingen verzuring en vermesting

De atmosferische depositie van stikstof en zuur vormt in grote delen van Nederland een bedreiging voor de natuur. Het gaat daarbij om effecten van zwaveloxiden, stikstofoxiden, ammoniak en hun omzettingsproducten. Deze stoffen hebben verschillende bronnen en verschillende verspreidingspatronen en vragen derhalve om verschillende oplossingsrichtingen. Met name ammoniak, voor meer dan 90% afkomstig uit de landbouw, heeft een geringe ruimtelijke verspreiding vanaf de emissiebron. Binnen een straal van 5 km slaat 30% van de emissie neer, het meeste daarvan in een straal van minder dan 500 meter rond de bron. Mede daardoor vertoont de depositie van ammoniak duidelijke gradiënten. Door gebruik te maken van fjnschalige emissiegegevens worden deze gradiënten goed zichtbaar (figuur 4 en 5). Binnen de EHS wordt naar schatting nog zo'n 20 kton ammoniak geëmitteerd. Een analyse van de bijdrage van emissiebronnen in natuurgebieden laat zien dat gemiddeld 10% (0-20%) van de depositie van ammoniak afkomstig is uit landbouw binnen het gebied zelf (TNO-MEP, 1997; STOP, 1999). Zonering kan hier een oplossing bieden. Als binnen een zone van 500 tot 1000 meter alle ammoniakbronnen worden geëlimineerd leidt dat tot een reductie van de ammoniakdepositie op het inliggende natuurgebied van 10 tot 30% (TNO-MEP, 1997; STOP, 1999). Het effect van zonering op de ammoniakreductie wordt groter naarmate de zone breder wordt en de zonering in grotere delen van Nederland wordt uitgevoerd. Als landelijk alle ammoniakemissies rond natuurgebieden en in een zone van één a twee kilometer daaromheen (dat betreft ruim 30% van de totale ammoniakemissie) worden verwijderd wordt de ammoniakdepositie op de natuur ruwweg gehalveerd. De reductie van de emissie binnen de EHS is een effectieve gebiedsgerichte maatregel. Desgewenst kan deze ondersteund worden met effectgerichte maatregelen zoals beweiding of plaggen. Binnen zo'n zone is planologische regelgeving het meest aangewezen instrument. De depositie van verzurende en vermestende stoffen is rond 2020 echter naar verwachting nog zodanig hoog, dat oplossingen voor dit probleem ook vooral moeten worden gezocht in een verdere (boven de CLRTAP emissieplafonds uitgaande) generieke vermindering van depositie van stikstof en potentieel zuur. Gezien de hoge mate van overschrijding van kritische depositieniveaus voor potentieel zuur en stikstof is dit in een groot deel van Nederland gewenst.

4. De natuurdoeltypenkaart nader bezien

Hoewel de natuurdoelen zelf in dit rapport niet ter discussie staan is, gezien de belangrijke rol van de natuurdoeltypenkaart, een nadere analyse zinvol. In het voorafgaande is al aangegeven, dat de resultaten van de analyses van milieuknelpunten sterk wordt beïnvloed door de wijze waarop natuurdoelstellingen zijn benoemd. Genoemd zijn o.a.:

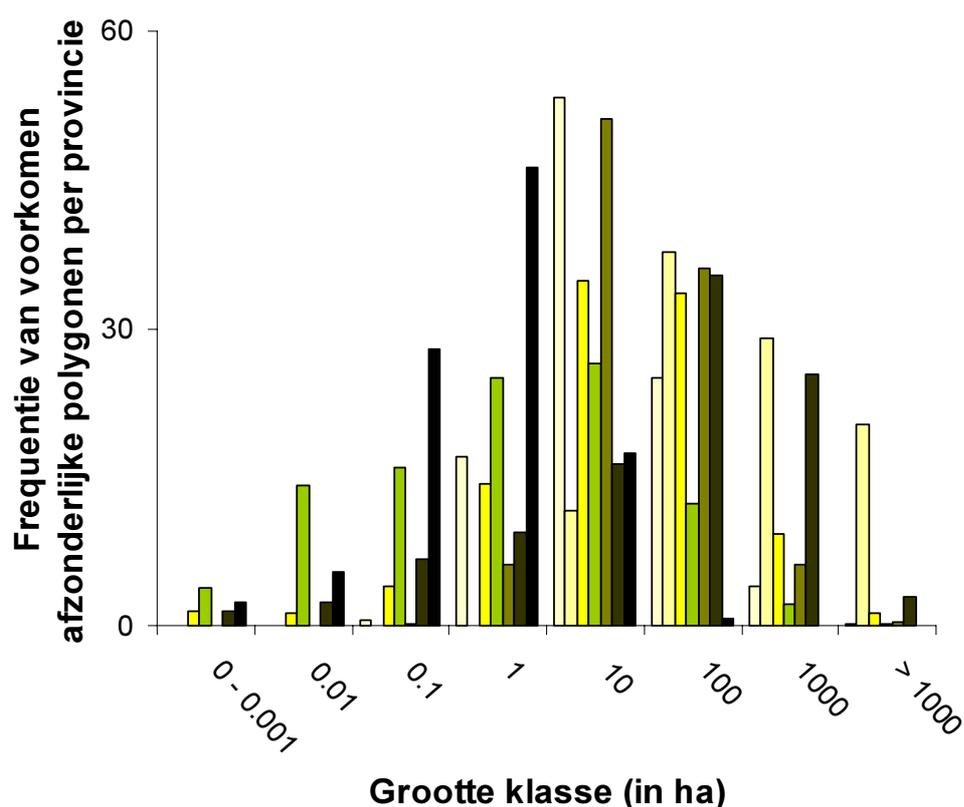
- De mate van ruimtelijk detail van de natuurdoelen;
- De mate van nagestreefde natuurlijkheid en
- De vertaling van nagestreefde natuurkwaliteit in bijbehorende milieucondities.

Mate van ruimtelijk detail

De natuurdoelstellingen zijn door de afzonderlijke provincies in kaart gebracht. Iedere provincie heeft daarbij zijn eigen werkwijze gebruikt. In het eindrapport van de projectgroep 'Doeltoewijzing' zijn de onderlinge verschillen daarin beschreven (Bal et al., 2000).

Het detail waarmee de natuurdoeltypen op kaart gezet zijn, varieert per provincie (figuur 14). Zo hebben sommige provincies complexen en/of mozaïeken van natuurdoeltypen op kaart gezet in plaats van afzonderlijke natuurdoeltypen. Dit is met name gebeurd bij de doeltoewijzing van relatief grote gebieden. Andere provincies hebben aan afzonderlijke, kleinere gebieden ook afzonderlijke natuurdoeltypen toegekend. Naarmate de natuurdoelen ruimtelijk met meer detail zijn benoemd zijn ook de milieu-eisen met meer detail in kaart te brengen. Voorbeeld: wanneer in een aaneengesloten natuurgebied met droge heide een verdrogingsgevoelig deel met natte heide voorkomt, kan bij een grove doeltoewijzing ofwel gefocust worden op het natte deel (dat bijvoorbeeld verdroogd kan zijn) of het droge deel (waarin verdroging niet of veel minder speelt). In beide gevallen zal een deels foutief beeld geschetst worden. Bij de interpretatie van de resultaten van hoofdstuk 3 moet hierbij worden stilgestaan.

Sommige provincies hebben met zeer veel ruimtelijk detail natuurdoeltypen benoemd (bijvoorbeeld snippers droge heide van enkele tientallen vierkante meters in gebieden met open stuifzanden of bomenrijen langs wegen). De analyse van milieuknelpunten is op een dergelijk fijnschalig niveau landelijk niet te realiseren met de huidige modellen van het natuurplanbureau (Van Hinsberg et al., 1999). Daarnaast kunnen vragen gesteld worden ten aanzien van de relevantie van doeltoewijzing op een dergelijk fijnschalig niveau.



Figuur 14. Voorbeeld van de verdeling van het relatieve aantal afzonderlijk onderscheiden ruimtelijke eenheden (polygoenen) per oppervlakte-klasse (in hectaren) in 7 verschillende provincies. De verschillende kleuren in de figuur refereren aan de gegevens van verschillende provincies. Sommige provincies hebben met zeer veel ruimtelijk detail (kleine eenheden) natuurdoeltypen benoemd, terwijl andere provincies met grotere eenheden hebben gewerkt.

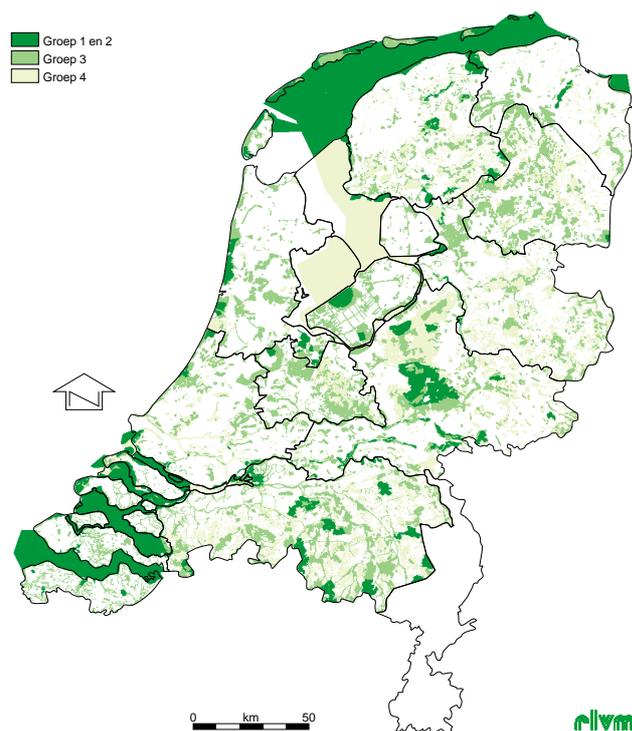
Mate van natuurlijkheid

De provincies hebben met het op kaart zetten van de natuurdoeltypen expliciet onderscheid gemaakt naar de nagestreefde mate van natuurlijkheid (figuur 15). Daarbij is onderscheid gemaakt in natuurlijke en begeleid natuurlijke natuurdoeltypen, half-natuurlijke natuurdoeltypen en multifunctionele typen. Duidelijk is dat per provincies de nagestreefde mate van natuurlijkheid sterk varieert. Zo varieert per provincie het aandeel multifunctionele natuur aanzienlijk. In sommige aaneengesloten gebieden, die worden doorsneden door provinciegrenzen, verandert het nagestreefde natuurdoeltype en/of de mate van nagestreefde natuurlijkheid op de provinciegrens (figuur 15). Zo zijn soms wisselingen te zien in rivieren en meren waar provinciegrenzen doorheen lopen. Hetzelfde verschijnsel is waar te nemen in grote aangesloten gebieden waarvan de eigendom bij verschillende terreinbeheerders berust. Dit roept vragen op omtrent de afstemming van de afzonderlijke provinciale kaarten. Ook bestaan er bijvoorbeeld verschillen tussen functietoewijzingen van gebieden in de provinciale verdrogingskaarten en de provinciale natuurdoeltypenkaarten (zie tekstbox 2). De verwachting is, dat door afstemming en voorstellen voor veranderingen door de 'projectgroep doeltoewijzing' de natuurdoeltypenkaarten eind 2000 nog bijgesteld worden. Door een

dergelijke verandering van de natuurdoeltypen zullen ook de resultaten van de analyse van de milieudrukken bijgesteld dienen te worden.

Tevens moet gerealiseerd worden, dat bij de berekening van de milieugrenzen geen onderscheid gemaakt kon worden naar de mate van nagestreefde natuurlijkheid. Multifunctionele natuurtypen zijn bijvoorbeeld op analoge wijze beschouwd als nagenoeg natuurlijke typen. De provinciale keuzes voor minder ambitieuze natuur zijn dus niet vertaald in ook minder ambitieuze milieu-eisen (zie paragraaf 2.3). Voorts moet worden opgemerkt, dat de toekenning van multifunctionele typen uiteenlopend is behandeld door de verschillende provincies; soms zijn wegbermen of parken hiertoe gerekend, soms gaat het om grote gebieden met aanzienlijke natuurwaarden waarin bijvoorbeeld grondwaterwinning of bosbouw plaatsvindt. De natuurdoelstellingen en haalbare natuurkwaliteitsniveaus van dergelijke gebieden zullen nogal verschillen, hiermee is echter nu geen rekening gehouden (zie ook tekstblok 3).

Hoofdgroepen natuurdoeltypen

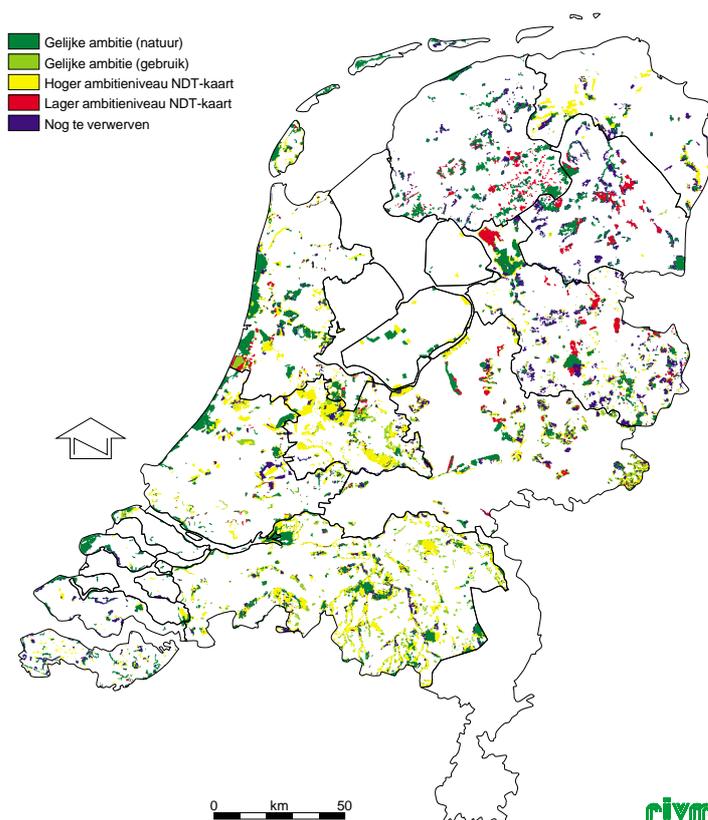


Figuur 15. Ruimtelijke verspreiding van het dominante natuurdoeltype per natuurlijkheden-klasse. Weergegeven zijn de klassen: nagenoeg natuurlijke en begeleid natuurlijke typen (hoofdgroep 1 en 2), half-natuurlijke typen (hoofdgroep 3) en multifunctionele typen (hoofdgroep 4). De indeling is gebaseerd op Bal et al., 1995. Duidelijk zichtbaar zijn de verschillen in toewijzing tussen de provincies. Waar sommige aaneengesloten gebieden doorsneden worden door provinciegrenzen verandert soms het nagestreefde natuurdoeltype. Datzelfde geldt soms ook voor gebieden die door verschillende instanties wordt beheerd.

Tekstbox 2. De provinciale natuurdoeltypenkaarten en de provinciale verdrogingskaarten

In de provinciale verdrogingskaarten is informatie opgenomen over de functies van gebieden, waarbij onderscheid gemaakt wordt in gebieden met hoofdfunctie natuur en gebieden met nevenfunctie natuur. De nevenfunctie natuur betreft in het algemeen een agrarische functie met verdrogingsgevoelige natuurwaarden, zoals weidevogelgebieden. Uit vergelijking van deze informatie met de natuurdoeltypenkaart valt op, dat de functie toekenning uit de twee provinciale bronnen niet altijd overeenstemt (figuur 16). Circa 20% van het areaal grondwaterafhankelijke natuur uit de hoofdgroepen 1 en 2, resp. nagenoeg en begeleid natuurlijk, heeft op de verdrogingskaart nevenfunctie natuur. De ecologische doelen uit de natuurdoeltypenkaart zijn daar dus hoger dan volgens de (hydrologische) ambities uit de verdrogingskaart. Het omgekeerde komt ook in een aanzienlijk gebied voor. Circa 30% van het areaal verdrogingsgevoelige multifunctionele natuur (hoofdgroep 4) heeft op de verdrogingskaart hoofdfunctie natuur. Hier gaan de (hydrologische) doelen dus verder dan de ecologische doelen uit de natuurdoeltypenkaart. Deels kan het verschil veroorzaakt zijn doordat de functietoewijzingen ten opzichte van streekplannen, die bron zijn voor de provinciale verdrogingskaarten, verouderd zijn. Het verschil is echter wel aanzienlijk, zodat afstemming tussen de verschillende informatiestromen wenselijk is.

Vergelijking functietoekenning gebieden



Figuur 16. Ruimtelijk beeld van de locaties waar de functie toedeling van gebieden verschilt volgens de provinciale natuurdoeltypenkaarten en de provinciale verdrogingskaarten.

Nagestreefde natuurkwaliteit en bijbehorende milieucondities

De provincies hebben met het op kaart zetten van de natuurdoeltypen een eerste invulling gegeven aan de beschrijving van de kwaliteitsdoelstellingen van de EHS. Over de exacte nagestreefde natuurkwaliteit van de natuurdoeltypen in termen van gewenste dichtheden aan soorten is echter nog niet veel bekend (zie ook Bal et al., 1995 en paragraaf 2.1). Tevens is nog onvoldoende uitgewerkt welke natuurdoelstellingen gelden voor de multifunctionele natuurdoeltypen (zie ook paragraaf 2.1). Het ontbreken van deze kwaliteitsdoelstellingen ten aanzien van natuur bemoeilijkt de vaststelling van de vereiste milieucondities. Ook wordt hierdoor het opzetten van een monitoringssysteem van de kwaliteit van de natuurdoeltypen bemoeilijkt.

Met name de inschatting van de natuurdoelstellingen voor multifunctionele natuurdoeltypen kan belangrijke invloed hebben op de resultaten van analyses van milieudrukken, aangezien de milieu-eisen sterk afhangen van het type en de hoogte van de na te streven (natuur)doelstelling. Zo zijn kritische deposities voor stikstof en potentieel zuur voor bescherming van natuur veelal hoger dan voor grondwaterbescherming en bosgroei⁶ (Albers et al., 2001). Ook zijn de gewenste grondwaterstanden voor productiebossen lager dan voor natuurlijke bossen (Werkgroep Gewenst Grondwater Regiem Groningen, 1999). Om een indruk te krijgen van dergelijke verschillen is in tekstbox 3 weergegeven wat voor multifunctionele natuurdoeltypen de kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur, zouden zijn onder de aanname dat alleen doelstellingen gelden voor vitaliteit/bosgroei (en niet voor biodiversiteit). Omdat de kritische depositieniveaus voor bescherming van grondwaterkwaliteit, bosvitaliteit of bodemkwaliteit meestal hoger liggen dan die voor natuur, zijn de knelpunten voor dergelijke beschermingsdoeleinden veelal lager dan die voor natuurdoelen (zie ook Albers et al., 2001).

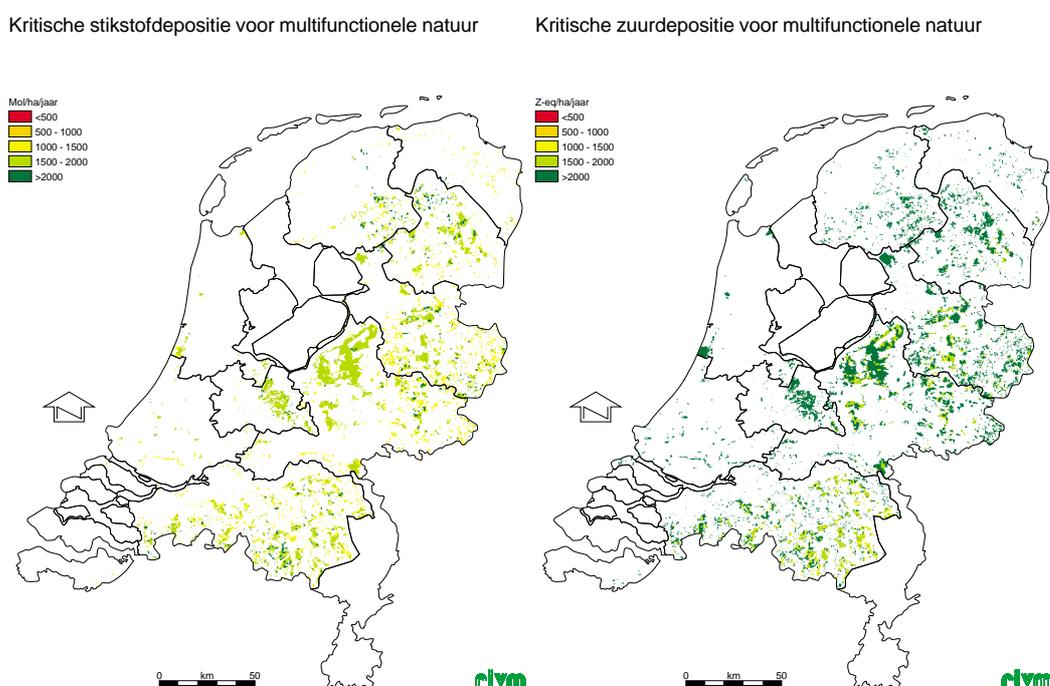
⁶ In Albers et al. (2001) zijn de kritische depositieniveaus niet gebaseerd op de provinciale natuurdoeltypenkaarten, zodat er verschillen kunnen bestaan met deze kritische depositiekaarten uit dit rapport. De methodiek waarmee de kritische depositieniveaus voor natuur zijn afgeleid is echter wel vergelijkbaar. Daarnaast vertonen de provinciale natuurdoeltypenkaarten grote overeenkomsten met de type natuur geëvalueerd in Albers et al. (2001), zeker waar het bestaande natuur betreft.

Tekstbox 3. Kritische niveaus voor bescherming van multifunctionele typen

Het type en de hoogte van de nagestreefde natuurdoelstellingen bepalen in belangrijke mate de streefwaarden voor de milieucondities. De provincies hebben met het op kaart zetten van de natuurdoelstellingen aangegeven waar nagenoeg-natuurlijke, begeleid-natuurlijke, half-natuurlijke en multifunctionele natuurdoeltypen zijn nagestreefd. De hoogte van de natuurdoelstellingen in multifunctionele natuurdoeltypen is vrijwel onbekend, met uitzondering van multifunctionele graslanden en akkers waarvoor doelsoorten zijn benoemd.

In veel multifunctionele natuurdoeltypen zal de (milieu)meetlat lager (kunnen) liggen dan in de meer natuurlijke typen. Veelal zal er wel sprake zijn van een natuurdoelstelling (in termen van biodiversiteit), naast de doelstelling van de andere gebruiksfunctie van het gebied (bijvoorbeeld houtproductie of waterwinning). Figuur 17 brengt in beeld wat de kritische stikstof- en zuurdepositieniveaus voor multifunctionele natuurdoeltypen zouden zijn onder aanname dat alleen doelstellingen gelden voor vitaliteit/bosgroei.

Uit de vergelijking van de kritische depositieniveaus uit figuur 17 en figuur 8, is duidelijk te zien dat de gebruiksfunctie van multifunctionele natuurdoeltypen minder stringente depositieniveaus behoeft als de natuurfunctie. Met name de verschillen in kritische zuurdepositie zijn aanzienlijk. Diezelfde conclusie wordt getrokken uit de landelijke vergelijking van kritische depositieniveaus voor bescherming van natuur en bosvitaliteit en houtgroei (Albers et al., 2001). Landelijk gezien is de mediane kritische zuurdepositie voor wortelaantasting in bossen (hier gebruikt als bosvitaliteit) 3400 mol zuur equivalenten/ha/jr. Voor natuur ligt dat rond de 1500 mol (Albers et al., 2001). Hetzelfde geldt voor de stikstofdepositie: de mediane kritische stikstofdepositie voor bosgroei ligt rond de 3000 mol N/ha/jr, die voor natuur rond de 1200 mol N/ha/jr (Albers et al., 2001).



Figuur 17 Ruimtelijk beeld van de kritische stikstof- (links) en zuurdepositieniveaus (rechts) voor multifunctionele natuurdoeltypen onder aanname dat alleen doelstellingen zouden gelden voor vitaliteit/bosgroei. De gegevens zijn afkomstig uit Albers et al., 2001.

5. Conclusies en aanbevelingen

- De verhouding tussen de natuurdoelen zoals weergegeven in de natuurdoeltypenkaarten en de algemene natuurbeleidsdoelstellingen ten aanzien van bescherming van de biodiversiteit, zijn niet onderzocht. Analyse van dit aspect lijkt wenselijk. Het verdient aanbeveling om daartoe een relatie te leggen tussen de natuurdoeltypenkaarten en de algemene graadmeter voor natuurwaarde, zoals het natuurplanbureau deze heeft gedefinieerd (Ten Brink et al., 2000).
- De natuurdoeltypenkaarten bieden de mogelijkheid om t.z.t. natuurgerichte doelstellingen te gaan formuleren voor de gewenste grondwaterstandsituaties (GGOR) en depositieniveaus van potentieel zuur en stikstof. De vaststelling van de precieze hoogte van die milieucondities wordt voornamelijk bemoeilijkt door het ontbreken van de beleidsdoelstellingen voor te realiseren kwaliteitsniveaus van de beoogde natuurdoeltypen, alsmede door de huidige status van de natuurdoeltypenkaarten.
- Doelstellingen in het milieubeleid zouden in overeenstemming gebracht kunnen worden met de natuurdoelstellingen op basis van informatie over milieu-eisen van natuurdoelen. De verdrogingsdoelstelling zou met de in dit rapport besproken methode t.z.t. kunnen worden geherformuleerd in termen van het Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regiem (GGOR) i.p.v. in termen van areaal verdroogd oppervlak, zodat voor het waterbeleid en het natuurbeleid duidelijke, samenhangende en meetbare doelen worden nagestreefd. Vanuit natuur zouden optimale grondwaterstanden ingebracht kunnen worden die gebaseerd zijn op de natuurdoelen. De doelstellingen van het verzuringsbeleid zouden op analoge wijze gebaseerd kunnen worden op de kritische depositieniveaus van de natuurdoelen.
- Een adequaat monitoringssysteem, waarmee de mate van kwaliteitsontwikkeling van de natuurdoeltypen gevolgd en geëvalueerd kan worden, ontbreekt nog.
- Uit de vergelijking met de verdrogingskaart blijken de hydrologische ambities uit streek- en waterhuishoudingsplannen niet altijd overeen te komen met de ecologische ambities volgens de natuurdoeltypenkaart en andersom. Hetzelfde blijkt uit een (globale) analyse van recente streekplannen (figuur 4.14 in de Natuurbalans 2000; RIVM, 2000).
- De huidige versie van de natuurdoeltypenkaart vereist nog afstemming met andere beleidsterreinen, tussen provincies en tussen terreinbeheerders. Het ontbreken van een historisch referentiebeeld of een maatschappelijk haalbaar geacht streefbeeld van de natuur ten behoeve van vergelijking bemoeilijkt zo'n afstemming.
- De voor een duurzame natuur(ontwikkeling) noodzakelijke beleidsinspanningen t.a.v. verzuring (reductie van depositie van potentieel zuur en stikstof) en verdroging (grondwaterstandverhoging) zijn fors, met name in de duinen en de hogere zandgronden.
- Ook als het verzuringsbeleid, dat in CLRTAP verband is voorgesteld, volledig is geïmplementeerd, blijft de verzuringsdruk (in relatie tot de stikstof- en potentieel zuurdepositie) op terrestrische natuurdoeltypen nog aanzienlijk. De druk op het

rivierengebied, zeekleigebied en het noordelijk deel van de hogere zandgronden neemt wel af bij het CLRTAP-beleid.

- Voor de realisatie van de natuurdoeltypen zijn –indien deze overal onverkort nagestreefd worden- veelal generieke milieumaatregelen nodig die gericht zijn op de landelijke vermindering van de milieudruk door grondwaterstand, stikstofdepositie en potentieel zuurdepositie in een groot deel van Nederland.
- De reductie van de ammoniak emissie binnen de EHS en zonering rond natuurgebieden zijn effectieve gebiedsgerichte maatregelen gericht op het verminderen van de milieudruk door stikstofdepositie. De effectiviteit neemt toe naarmate zonering op grotere schaal wordt ingezet en de landelijke milieudruk generiek verminderd wordt.

Literatuur

- Aben J.M.M., van Pul, W.A.J. en Vonk A.W. (in prep): Berekeningswijze van de Stikstofdepositie op Natuur; Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000. RIVM, Bilthoven.
- Aggenbach, C.J.S., M.H. Jalink, A.J.M. Jansen en W. van Boschginga (1998) De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van Pleistoceen Nederland. NOV-rapport 3-1. KIWA, Nieuwegein.
- Albers, R, J. Beck, A. Bleeker, L. van Bree, J. van Dam, L. v.d. Eerden, J. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, C. v.d. Salm, A. Tonneijck, W. de Vries, L. Wesselink en F. Wortelboer (2001). Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing. RIVM-rapport 725501001. RIVM, Bilthoven.
- Bal, D., H.M., Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. Van Reest (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC-rapport nr 11, IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D, H. Mulder en M. Ronden (2000) Provinciale Natuurdoelen op kaart. Eindrapportage van het project doeltoewijzing. EC-LNV, Den Haag.
- Beck, J.P., L. van Bree, M. van Esbroek, J. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, K. van Velze, H.A. Vissenberg en W.A.J. van Pul (2001) Evaluatie van de Verzuringsdoelstellingen: de emissievarianten. RIVM-rapport 725501002. RIVM, Bilthoven.
- Blokland, K.A. en R.J.M. Kleijberg (1997) De gewenste grondwaterstand situatie voor terrestrische natuurdoelen. STOWA-rapport 97-16. NOV-rapport 3-2.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1995). The effects of air-borne nitrogen pollutants on vegetation - critical loads. WHO-Europe 1995. Updating and revision of the air quality guidelines for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1996). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention On Long-range Transboundary Air /pollution, Federal Environmental Agency, Berlin.
- Finke, P.A., D.J.J. Walvoort en F. de Vries (1998). Prioriteiten voor actualisatie van grondwatertrappenbestanden 1:50000 in een deel van Pleistoceen Nederland. SC-DLO Rapport 631. SC-DLO, Wageningen.

IPO/RIZA (1998) Verdrogingskaart 1998 van Nederland. Landelijke inventarisatie van verdroogde gebieden en projecten verdrogingsbestrijding. IPO. RIZA-rapport, Lelystad.

IPO/RIZA (in press) Verdrogingskaart 2000 van Nederland. Landelijke inventarisatie van verdroogde gebieden en projecten verdrogingsbestrijding. IPO. RIZA-rapport, Lelystad.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen (1995). Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO Report 95. SC-DLO, Wageningen.

Kros, J. (1998). De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de Milieubalans, Milieuverkenning en Natuurverkenning. SC-DLO, Wageningen.

Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade en J. Wiertz (1997). De Natuurplanner: Decision Support System natuur en milieu Versie 1.1. RIVM-rapport 711901019. RIVM, Bilthoven.

LNV (1990) Natuurbeleidsplan; regeringsbeslissing. Ministerie LNV, Den Haag.

LNV (1995) Ecosystemen in Nederland. Ministerie LNV, Den Haag.

LNV (1997) Programma Beheer. Ministerie LNV, Den Haag.

LNV (1999). Integrale Aanpak Mestproblematiek. Brief aan de voorzitter van de Tweede Kamer der Staten Generaal d.d. 10 september 1999, Tweede Kamer, vergaderjaar 1998-1999, 26729, nr. 1., Ministerie LNV, Den Haag.

LNV (2000) Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Ministerie LNV, De Haag.

Loopstra, I.L. en E. Van der Maarel (1984). Toetsing van de ecologische soortgroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw, Wageningen

Pastors, M.J.H. (1993). Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. RIVM-rapport 714305004. RIVM, Bilthoven.

Provincies Gelderland (1999) Concept rapport. De Gelderse Natuurdoelenkaart. Provincie Gelderland.

RIVM (1997) Nationale Milieuverkenning 1997-2020 (nr. 4). Samson. H.D. Tjeenk Willink b.v. Alphen aan den Rijn.

RIVM (1998) Natuurbalans 1998. Samson. H.D. Tjeenk Willink b.v. Alphen aan den Rijn.

RIVM (1999) Milieubalans 1999. Het milieu verklaard. Samson. H.D. Tjeenk Willink b.v. Alphen aan den Rijn.

RIVM, ALTERRA, LEI (2000) Natuurbalans 2000. Samson. H.D. Tjeenk Willink b.v. Alphen aan den Rijn.

RIVM (2000) Nationale Milieuverkenningen 5. Samson. H.D. Tjeenk Willink b.v. Alphen aan den Rijn.

Runhaar, J. en M. Van 't Zelfde (1996). Vergelijking ecotootypen - natuurdoeltypen. CML-rapport 128. CML, Leiden.

STOP (1999). De stikstofproblematiek op lokale en regionale schaal nader onderzocht. ECN-rapport C-99-094. RIVM-rapport 725601002. RIVM, Bilthoven.

Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot, (2000). Natuurwaardegraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM-rapport 408657005. RIVM, Bilthoven.

TNO-MEP (1997) De invloed van uitbreiding van natuurgebieden op de ammoniak-depositie. TNO-MEP-rapport 97/222. TNO, Apeldoorn.

V&W (1993) Evaluatienota Water. Ministerie V&W, Den Haag.

Van Drecht, G. en E. Scheper (1998) Actualisering van model NLOAD voor de nitraatuitspoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving. RIVM rapport 711501002. RIVM, Bilthoven.

Van Hinsberg, A. en J. Kros (1999) Een Normstellingmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM rapport 722108024. RIVM, Bilthoven.

Van Hinsberg, A., H.J. Dijkstra, P.W.J. Hinssen, K. Kramer, F.M.R. Leus, R. Reiling, M.J.S.M. Reijnen, M.W.M. v.d. Tol en J. Wiertz (1999) Stroomlijning NatuurPlanBureau modellen. Inventarisatie van en keuze voor modellen voor Natuur, Landschap en Bos. RIVM-rapport 408662001. RIVM, Bilthoven.

Veldkamp, J.G. en J. Wiertz (1997). Schematisatie van bodembedekking en kwel in Nederland voor SMART/MOVE. RIVM-rapport 711901021. RIVM, Bilthoven.

Vonk, M., D.C.J. van der Hoek, D. van de Meent, F.G. Wortelboer en J.R.M. Alkemade (2001) Berekening van effecten van milieu op natuur ten behoeve van de 5e Nationale Milieuverkenning. RIVM-rapport 408129017. RIVM, Bilthoven.

Werkgroep Gewenst Grondwater Regiem Groningen (1999) Gewenst grondwaterregiem Groningen. Werkgroep Gewenst Grondwater Regiem Groningen, Groningen.

Wiertz J., J. van Dijk en J.B. Latour (1992). De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantensoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. RIVM rapport 711901006. RIVM, Bilthoven.

Bijlage 1 Verzendlijst

- 1 Directeur Generaal LNV, dr.ir. J. de Leeuw
- 2 H. van Arkel (prov. Utrecht)
- 3 dr. J. van Baalen (LNV-DWK)
- 4 drs. D. Bal (LNV-EC)
- 5 dr. A. Barendregt (vakgroep Milieukunde, UU)
- 6 drs. A.C. Bertoen (EC-LNV)
- 7 drs. C. Bisseling (EC-LNV)
- 8 J. van den Bos (Prov. Flevoland)
- 9 ir. A.W.J. Bosman (Natuurmonumenten)
- 10 dr. C.J.F. ter Braak (CPRO-DLO)
- 11 P. Breemer (prov. Overijssel)
- 12 dr.ir. A. van den Brink (DLG Utrecht)
- 13 ir. R. Busink (LNV-N)
- 14 drs. F.A.M. Claessen (RIZA)
- 15 drs. J. Clausman (prov. Zuid-Holland)
- 16 drs. L. van Campen (DGM/DWL)
- 17 J.Cortenraad (prov. Limburg)
- 18 dr. R. van Diggelen (vakgroep plantenoecologie, RUG)
- 19 dr. H.F. van Dobben (ALTERRA)
- 20 drs. A. Don (LNV-dir. Natuur)
- 21 E. van Dool (prov. Utrecht)
- 22 W. Drenth (prov. Fryslân)
- 23 drs. R. van Ek (RIZA)
- 24 prof.dr. H.J.P. Eijsackers (ALTERRA)
- 25 drs. T. Garritsen (RIZA)
- 26 D. Hardy (prov. Gelderland)
- 27 drs. W.B. Harms (ALTERRA)
- 28 W. Heijligers (prov. Zuid-Holland)
- 29 drs. P. Hinssen (ALTERRA)
- 30 drs. Y. Hoogeveen (ALTERRA)
- 31 dr. E. de Hullu (SBB)
- 32 L. Jalink (prov. Zuid-Holland)
- 33 drs. A.J.M. Jansen (KIWA)
- 34 B. Jenster (Prov. Drenthe)
- 35 drs. P.E. de Jongh (LNV-N)
- 36 N. Jonker (prov. Noord-Holland)
- 37 P. Kant (prov. Noord-Holland)
- 38 drs. J. Karres (LNV-N)
- 39 drs. M. Klein (EC-LNV)
- 40 E. Koole (prov. Groningen)
- 41 mr. W.J. Kooy (LNV-N)
- 42 ir. J. Kros (ALTERRA)
- 43 drs. A. Meuleman (KIWA)
- 44 dr. R. van der Meijden (Rijksherbarium)
- 45 P. Nijhoff (Stichting Natuur en Milieu, Utrecht)
- 46 dr. P. Opdam (ALTERRA)
- 47 W. Poelmans (prov. Noord-Brabant)
- 48 P.J. van der Reest (prov. Zeeland)
- 49 H. Reimerink (prov. Overijssel)
- 50 dr. M.J.S.M. Reijnen (ALTERRA)
- 51 M. Rijken (prov. Gelderland)
- 52 dr. J.G.M. Roelofs (vakgroep Oecologie, KUN)
- 53 H. Roest (prov. Noord-Holland)
- 54 M. Ronden (LNV, directie Oost)
- 55 dr. J. Runhaar (ALTERRA)
- 56 P. Schipper (Staatsbosbeheer)
- 57 N. Schotman (Prov. Gelderland)
- 58 dr. H. Siepel (ALTERRA)

59 dr.ir. H. Smit (EC-LNV)
60 B. van Tooren (Natuurmonumenten)
61 M. v.d. Velde (prov. Groningen)
62 A.J. Visser (prov. Groningen)
63 ir. J.F.M. van Vliet (DGM, DWL)
64 dr. F. Vera (LNV-BSB)
65 dr.ir. W. de Vries (ALTERRA)
66 drs. B. van der Wal (STOWA)
67 dr. D. van Zaane (DLO-centraal)
68 dr. F.J. Zadelhoff (EC-LNV)
69 dr. A.N. van der Zande (ALTERRA)
70 prof.ir. N.D. van Egmond
71 ir. F. Langeweg
72 ir. R. van den Berg
73 dr. L.C. Braat
74 ing. H.W.B. Bredenoord
75 ir. A.H.M. Bresser
76 drs. B.J.E. ten Brink
77 ir. W. van Duijvenbooden
78 dr.ir. J.J.M. van Grinsven
79 drs. A. van der Giessen
80 ir. M. de Heer
81 drs. H. v.d. Heiligenberg
82 dr. J. Hoekstra
83 ir. N.J.P. Hoogervorst
84 drs. W.G. Lammers
85 dr. R. Leemans
86 drs. W. Ligtvoet
87 dr.ir. D. van Lith
88 drs. R.J.M. Maas
89 drs. J.G. Nienhuis
90 dr. J. Notenboom
91 drs. R. van Oostenbrugge
92 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
93 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
94 – 100 Auteurs
101 Bibliotheek ALTERRA
102 Bibliotheek RIVM
103 Bibliotheek LWD/ECO
104 Bibliotheek LBG
105 Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
106 Bureau Rapportenregistratie
107 – 120 Bureau Rapportenbeheer

Bijlage 2 Kritische abiotische milieugrenzen

Tabel met maximaal toelaabare stikstofbeschikbaarheid in de bodem in kmol_e/ha/jr (of kmol zuur equivalenten/ha/jr), minimale bodem-pH van de verschillende natuurdoeltypen (Van Hinsberg en Kros, 1999).

Natuurdoeltype	N-beschikbaarheid	Bodem-pH
HI-3.1 heuvellandbeek	10.7	5.6
HI-3.2 zoet watergemeenschap	7.6	4.8
HI-3.3 rietland en ruigte	10.9	5.7
HI-3.4 kalkgrasland	4.9	5.9
HI-3.5 droog loessgrasland	4.4	4.4
HI-3.6 bloemrijk grasland	7.8	5.5
HI-3.7 vochtig schraalgrasland	4.9	5.0
HI-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing	9.0	5.9
HI-3.9 hakhout	10.5	4.8
HI-3.10 bos van helling en plateau	10.2	4.9
HI-3.11 bos van bron en beek	11.2	5.7
HI-3.12 middenbos	10.9	5.7
HI-4.1 akker	10.7	5.3
HI-4.2 grasland	9.5	6.0
Hz-3.1 laaglandbeek	10.7	5.5
Hz-3.2 zoet watergemeenschap	9.5	5.9
Hz-3.3 rietland en ruigte	11.2	5.7
Hz-3.4 ven	5.4	4.7
Hz-3.5 droog grasland	5.6	4.8
Hz-3.6 bloemrijk grasland	8.5	5.3
Hz-3.7 vochtig schraalgrasland	4.7	4.9
Hz-3.8 open zand	5.1	4.7
Hz-3.9 droge heide	2.5	4.2
Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen	3.4	4.4
Hz-3.11 struweel, mantel- en zoombegroeiing	9.0	5.8
Hz-3.12 hakhout	9.7	4.8
Hz-3.13 bos van arme zandgrond	4.7	3.7
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	10.5	5.2
Hz-3.15 bos van bron en beek	11.2	5.6
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	4.2	3.8
Hz-3.17 middenbos	11.2	5.5
Hz-3.18 boombos	5.9	4.1
Hz-3.19 park-stinzenbos	11.4	5.5
Hz-4.1 akker	10.7	5.3
Hz-4.2 grasland	9.5	6.0
Ri-3.1 rivier en nevengeul	12.2	6.3
Ri-3.2 plas en geïsoleerde strang	9.0	5.3
Ri-3.3 rietland en ruigte	11.2	5.7
Ri-3.4 nat schraalgrasland	4.7	4.8
Ri-3.5 stroomdalgrasland	6.6	5.9
Ri-3.6 rivierduin en slik	5.4	4.9
Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegroeiing	10.2	5.9
Ri-3.8 hakhout en griend	10.9	6.0
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	11.4	5.5
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	15.8	6.6
Ri-3.11 middenbos	10.7	5.7
Ri-3.12 park-stinzenbos	12.4	5.2
Ri-4.1 akker	10.7	5.3
Ri-4.2 grasland	9.5	6.0
Lv-3.1 zoet watergemeenschap	10.2	6.0
Lv-3.2 brak watergemeenschap	13.6	7.5
Lv-3.3 rietland en ruigte	11.2	5.7
Lv-3.4 nat schraalgrasland	4.7	4.8
Lv-3.5 bloemrijk grasland	8.3	5.6
Lv-3.6 veenheide	1.6	3.7
Lv-3.7 struweel	8.0	4.0
Lv-3.8 hakhout en griend	11.7	5.6
Lv-3.9 bos van voedselrijk laagveen	11.7	5.6

Lv-3.10 bos van voedselarm hoogveen	4.2	3.8
Lv-4.1 akker	10.7	5.3
Lv-4.2 grasland	9.7	5.9
Zk-3.1 zoet watergemeenschap	11.4	6.0
Zk-3.2 brak watergemeenschap	13.6	7.5
Zk-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	8.8	6.6
Zk-3.4 rietland en ruigte	11.2	5.7
Zk-3.5 nat schraalgrasland	4.7	4.8
Zk-3.6 bloemrijk grasland	8.0	5.6
Zk-3.7 veenheide	1.6	3.7
Zk-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing	10.2	5.9
Zk-3.9 hakhout en griend	14.8	5.5
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	15.8	6.6
Zk-3.11 bos van veen-op-klei	11.7	5.6
Zk-3.12 middenbos	15.8	6.5
Zk-3.13 park-stinzenbos	15.8	6.0
Zk-4.1 akker	10.7	5.3
Zk-4.2 grasland	9.5	6.0
Du-3.1 duinbeek	10.7	5.6
Du-3.2 duinmeer	9.3	5.8
Du-3.3 sluffer en groen strand	8.8	6.4
Du-3.4 duinrietland en -ruigte	11.2	5.7
Du-3.5 nat schraalgrasland	4.7	4.8
Du-3.6 bloemrijk grasland	9.0	5.5
Du-3.7 droog duingrasland en open duin	5.1	5.1
Du-3.8 droge duinheide	2.0	3.7
Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei	4.7	4.7
Du-3.10 struweel, mantel- en zoombegroeiing	9.0	6.0
Du-3.11 hakhout	5.9	4.3
Du-3.12 bos van kalkarm duin	5.1	4.1
Du-3.13 bos van kalkrijk duin	7.6	4.1
Du-3.14 bos van de duinzoom	11.4	5.4
Du-3.15 middenbos	15.8	6.5
Du-3.16 park-stinzenbos	8.5	4.5
Du-4.1 akker	10.7	5.3
Du-4.2 grasland	9.7	5.9
Az-3.1 open begroeiing van droge gronden	4.9	4.8
Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	5.6	5.5
Az-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	8.8	6.6
Az-3.4 rietland en ruigte	11.2	5.7
Az-3.5 bloemrijk grasland	8.5	5.3
Az-3.6 struweel, mantel- en zoombegroeiing	10.2	5.9
Az-3.7 bosgemeenschappen van zandgrond	5.9	4.3
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	15.8	6.6
Az-4.1 grasland	9.7	5.9
Gg-3.1 onbeheerde kwelder	8.8	6.5
Gg-3.2 beheerde kwelder	9.3	6.4

Bijlage 3 Empirische kritische stikstofdeposities

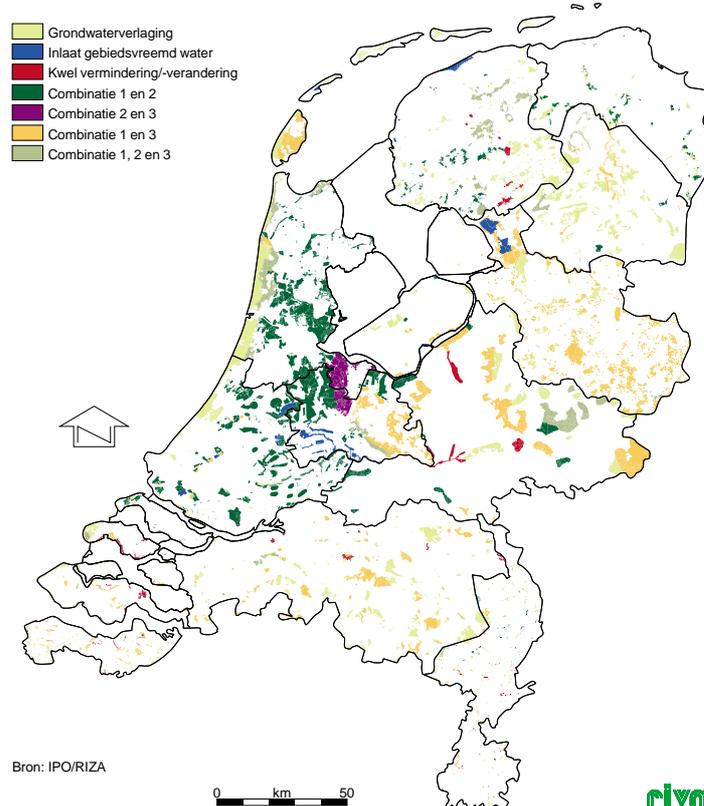
Kritische stikstofdepositieniveaus voor ecosystemen volgens de empirische methoden (Bobbink et al. 1996).

Tevens is de mate van betrouwbaarheid weergegeven met (±): expert-judgement; (+): redelijk betrouwbaar en (++): zeer betrouwbaar.

Ecosysteem	Kritische stikstofdepositie (mol N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)
Naaldbossen	500-1400 (+)
Loofbossen	700-1400 (+)
Bossen van kalkrijke bodems	1100-1400 (±)
Broekbossen	>2500 (+)
Droge heide	1100-1400 (++)
Natte heide	1200-1600 (+)
Schraalgraslanden	1100-1400(1800 voor kalkgraslanden) (+)
Duingraslanden	700-1100 (droog, kalkarm) (+) 700-1800 (droog, kalkrijk) (+)
Hoogveen	400-700 (+)
Matig voedselrijke (tril)venen en moerassen	1400-2500 (+)

Bijlage 4 Typering verdrogingsproblematiek op basis van provinciale verdrogingskaarten

Oorzaken verdroogde gebieden in Nederland
Typekaart



Typering van de verdrogingsproblematiek op basis van de provinciale verdrogingskaarten (IPO/RIZA, 1998). Duidelijk zichtbaar is dat in laag Nederland de knelpunten in verdroging veelal (mede) gerelateerd zijn aan waterkwaliteitsaspecten.