



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Interacties Milieuthema's verdroging met andere Ver-thema's: verzuring, vermesting en verontreiniging in natuurgebieden

F.P. Sival
J. Runhaar

Alterra-rapport 1577, ISSN 1566-7197



Interacties Milieuthema's verdroging met andere Ver-thema's: verzuring, vermesting en verontreiniging in natuurgebieden

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedsel-
kwaliteit, Cluster Ecologische Hoofdstructuur, project BO-02-004-015

Interacties Milieuthema's verdroging met andere Ver-thema's: verzuring, vermesting en verontreiniging in natuurgebieden

**F.P. Sival
J. Runhaar**

Alterra-rapport 1577

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

Sival, F.P. & J. Runhaar, 2009. *Interacties Milieuthema's verdroging met andere Ver-thema's: verzuring, vermesting en verontreiniging in natuurgebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1577. 71 blz.; 6 fig.; 6 tab.; 79 ref.

Het beleid voor de verschillende milieuthema's (vermesting, verzuring, verdroging, verontreiniging) worden grotendeels per thema ontwikkeld. Risico van deze thematische benadering is dat geen of onvoldoende rekening wordt gehouden met de mogelijke interacties tussen deze milieuthema's, waardoor bij positieve interacties mogelijkheden tot meekoppeling worden gemist en bij negatieve interacties mogelijke risico's over het hoofd worden gezien. Naast een overzicht van de belangrijkste processen is een overzicht gemaakt van het huidige beleid per milieuthema. Nationaal en regionaal beleid stuurt de waterhuishouding. EU-beleid voor de milieuthema's verzuring, vermesting en verontreiniging hebben geen effect op waterhuishouding. Omgekeerd heeft het nationaal als het regionaal Verdrogingsbeleid wel effect op de andere milieuthema's. In grote lijnen is er voldoende kennis ontwikkeld over processen rond verdroging, vermesting en verzuring. Minder is bekend over de positieve effecten van anti-verdrogingsmaatregelen in natuurgebieden op verzuring, vermesting en verontreiniging.

Trefwoorden: Verzuring, verdroging, vermesting, biodiversiteit, EHS, natuurbeleid.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra vestrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Ten Geleide	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding en probleemstelling	11
1.2 Doelstelling en aanpak	11
1.3 Onderzoeksvragen	11
1.4 Afbakening	12
1.5 Leeswijzer	13
2 Interacties verdroging en vernatting met andere milieuthema's	15
2.1 Interacties bij verdroging	15
2.1.1 Daling van de grondwaterstand	15
2.1.2 Afname van de kwel	17
2.1.3 Aanvoer van gebiedsvreemd water	18
2.1.4 Wegvallen van overstromingen	19
2.2 Interacties bij vernatting	19
2.2.1 Toename van de kwel	20
2.2.2 Vernatting door peilopzet	20
2.2.3 Overstroming	21
3 Verdroging en atmosferische depositie	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Grondwater als buffer tegen verzuring en vermesting	25
3.3 Invloed atmosferische depositie op grondwaterkwaliteit	29
3.4 Invloed verdroging en atmosferische depositie op de biodiversiteit	29
3.5 Conclusies	30
4 Verdroging, verdrogingsbestrijding en vermesting	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Uitspoeling van nutriënten bij vernatting van voormalige landbouwgronden	33
4.3 Ontijzering door verdroging en mogelijke invloed op fosfaatbeschikbaarheid	36
4.4 Aanvoer en vrijkomen van nutriënten door inlaat gebiedsvreemd water	36
4.5 De inputs geven de aanvoer van voedingsstoffen via neerslag, grond- en oppervlakAanvoer nutriënten bij overstroming	39
4.6 Conclusie	40
5 Verdroging en verontreiniging	43
5.1 Inleiding	43
5.2 Mobilisatie gifstoffen door vernatting voormalige landbouwgronden	43
5.3 Aanvoer toxische stoffen bij waterberging	45
5.4 Conclusie	45

6	Beleid en regelgeving ten aanzien van verdroging en andere milieuthema's	47
6.1	Verzuringsbeleid	47
6.2	Mestbeleid	47
6.3	Verdrogingsbeleid	49
6.4	Effect van beleid op de verschillende milieuthema's	50
6.5	Conclusie	51
7	Discussie	53
7.1	Verdroging en atmosferische depositie	53
7.2	Verdroging en oppervlaktewaterverontreiniging	53
7.3	Verdroging en verontreiniging	55
7.4	Beleid ten aanzien van verdroging	55
8	Conclusies en aanbevelingen	57
	Geraadpleegde bronnen	59
Bijlage 1	Verdroging en depositie als oorzaken voor achteruitgang in de floristische biodiversiteit	65

Ten Geleide

De gevolgen van de zogenoemde VER milieuthema's, te weten Verzuring, Verdroging en Vermesting hebben een negatieve invloed op de natuur. Vooral door de veranderende groeiomstandigheden, zuurder en voedselrijker, nemen de soorten en -rijkdom van planten en dieren zowel bovengronds als ondergronds af. Meer sterk competitieve soorten redden het echter wel. Beheer door afgraven, maaien met afvoeren en begrazen kunnen de vershraling enigszins vertragen, maar uiteindelijk zijn de meest competitieve soorten de winnaars.

In 1992 heeft Nederland, samen met 186 andere landen, in Rio de Janeiro het verdrag inzake biologische diversiteit ondertekend. Deze landen hebben de verplichting op zich genomen om de biodiversiteit te beschermen; zij moeten maatregelen nemen ter ondersteuning van de bescherming van de biodiversiteit in de natuurlijke omgeving, in ecosystemen, zowel binnen-, als tussen soorten.

Het beleid voor de verschillende milieuthema's (vermesting, verzuring, verdroging, verontreiniging) wordt grotendeels per thema ontwikkeld. Er zijn echter duidelijke interacties tussen de verschillende thema's. Het risico van een thematische benadering is dat geen of onvoldoende rekening wordt gehouden met mogelijke interacties tussen de milieuthema's. Hierdoor kunnen bij positieve interacties mogelijkheden tot meekoppeling worden gemist en bij negatieve interacties risico's over het hoofd worden gezien. Inzicht in mogelijke interacties is daarom wenselijk. Er is inmiddels veel kennis aanwezig omtrent interacties tussen verdroging, vermesting, verzuring, en verontreiniging. Deze kennis is echter versnipperd en was niet samengebracht in een voor beleidsmedewerkers leesbare vorm. Dit rapport wil in deze behoefte voorzien.

Ik dank de Alterra-onderzoekers L.C.P.M. Stuyt, P.J.T.van Bakel, O. Schoumans, H.F. van Dobben, E.P.A.G. Schouwenberg (thans Arcadis) en R.H. Kemmers voor hun inhoudelijke tekstuele bijdragen, en J. Karres, J. van Bodegraven en R. Post (Directie Natuur, Ministerie LNV) voor hun constructieve commentaar tijdens de totstandkoming van dit rapport.

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, en valt onder het thema 'Abiotische Randvoorwaarden' van het BO-cluster 'Ecologische Hoofdstructuur' (BO-02-004).

Wageningen, mei 2009

Dr.Ir. F.P. Sival
Projectleider

Samenvatting

Het milieubeleid wordt grotendeels per thema ontwikkeld (vermesting, verzuring, verdroging, verontreiniging). Het gevaar van een thematische benadering is dat geen of onvoldoende rekening wordt gehouden met interacties tussen milieuthema's, en dat daardoor mogelijkheden tot meekoppeling worden gemist dan wel risico's over het hoofd worden gezien. Dit onderzoek had als doel inzicht te verschaffen in de mogelijke interacties tussen milieuthema's, met de nadruk op de interactie tussen verdroging van natuurgebieden¹ en de overige milieuthema's.

De resultaten van het onderzoek bevestigen het belang van verdrogingsbestrijding voor behoud en ontwikkeling van de biodiversiteit in Nederland. Het aantal plantensoorten dat in Nederland bedreigd wordt door verdroging is zeker zo groot of groter als het aantal soorten dat bedreigd wordt door vermesting en verzuring als gevolg van atmosferische depositie, en uit een recent uitgevoerde knelpuntenanalyse blijkt dat verdroging in meer dan de helft van de Natura 2000 gebieden een knelpunt vormt voor het behoud en de ontwikkeling van op Europese schaal bedreigde habitattypen.

Verdrogingsbestrijding is niet alleen nodig voor het herstel van de hydrologische condities die voor veel soorten en ecosystemen van levensbelang zijn, maar heeft daarnaast ook een mitigerende/compenserende invloed op vermesting en verzuring. De aanvoer van basen met grondwater vormt in kwelmilieus een effectieve buffer tegen verzuring, terwijl de vastlegging van fosfaat aan met grondwater aangevoerd ijzer vermesting tegengaat. En de vermindering van de inlaat van water leidt tot een afname van de aanvoer van eutrofiërende stoffen.

Omgekeerd heeft het beleid ten aanzien van verzuring weinig of geen invloed op het tegengaan van verdroging.

Wel is een duidelijke relatie met de vermesting van het oppervlaktewater. Inlaat van verontreinigd water ter bestrijding van verdroging kan ernstige negatieve effecten hebben en is om die reden ook opgenomen in het thema verdroging. Ook overstrooming met voedselrijk oppervlaktewater kan leiden tot eutrofieringseffecten. Er is nog onvoldoende duidelijk wanneer overstrooming leidt tot eutrofieringseffecten. In de huidige waterkwaliteitsnormen is totaal geen rekening gehouden met de mogelijke effecten bij overstrooming, en de gebruikte parameters (nutrientengehalte in het water in het zomerhalfjaar) zijn daarvoor ook volstrekt ongeschikt.

Verdrogingsbestrijding kan soms ook leiden tot een toename van de vermestingproblematiek, en wel bij de vernatting van voormalige landbouwgebieden. Wanneer met

¹ Verdroging als milieuthema is per definitie gekoppeld aan de functie natuur. Bij vochttekort in de landbouw wordt niet gesproken van verdroging maar van droogteschade.

fosfaat (over)verzadigde gronden in het kader van natuurontwikkeling worden vernat kan fosfaat als gevolg van ijzerreductie en mobilisatie van fosfaat versneld vrijkomen en uitspoelen naar het oppervlaktewater. Nader onderzoek is nodig om te bepalen hoe groot het probleem is en hoe daarin door waterbeheer kan worden gestuurd.

Het belang van verdrogingsbestrijding voor behoud van de Nederlandse en Europese biodiversiteit komt niet overeen met de prioriteit die verdrogingsbestrijding heeft in het beleid. Waar ten aanzien van atmosferische depositie, bemesting en oppervlaktewaterkwaliteit er stringente regels op landelijk niveau zijn opgesteld, is het voor verdroging relevante grondwaterbeheer en het beheer van regionale oppervlaktewateren een zaak voor regionale overheden (provincies en waterschappen). Daarbij zijn geen dwingende regels opgenomen hoe daarbij rekening te houden met de belangen van de natuur. Dit is waarschijnlijk de reden dat de resultaten van het beleid ten aanzien van verdrogingsbestrijding achterblijven bij die van de eerder genoemde milieuthema's, en er sinds de formulering van de landelijke beleidsdoelstellingen ten aanzien van verdroging nog maar weinig voortgang is geboekt. Onderzocht zou moeten worden welke mogelijkheden er zijn om binnen de huidige wettelijke kaders en verdeling van verantwoordelijkheden te komen tot een verschuiving van de huidige inspanningsverplichting naar resultaatverplichtingen, zoals dat bij de andere milieuthema's al langer het geval is.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en probleemstelling

Het beleid voor de verschillende milieuthema's (vermesting, verzuring, verdroging, verontreiniging) worden grotendeels per thema ontwikkeld. Er zijn echter duidelijke interacties tussen de verschillende thema's. Zo heeft klimaatsverandering effecten op de waterhuishouding, en beïnvloedt daarmee het beleid ten aanzien van verdroging, terwijl op haar beurt de bestrijding van verdroging de gevoeligheid van natuurgebieden voor verzuring kan doen afnemen.

Risico van een zuiver thematische benadering is dat geen of onvoldoende rekening wordt gehouden met de interacties tussen milieuthema's, en dat daardoor mogelijkheden tot meekoppeling worden gemist (bij positieve interacties) dan wel risico's over het hoofd worden gezien (bij negatieve interacties). Inzicht in mogelijke interacties is daarom wenselijk. Er is bij onderzoekers al veel kennis aanwezig over interacties van de verschillende milieuthema's (vermesting, verzuring, verdroging, verontreiniging) op basis van resultaten van onderzoeksprogramma's. Deze kennis is echter versnipperd en niet beschikbaar in een voor beleidsmedewerkers inzichtelijke vorm.

1.2 Doelstelling en aanpak

Doel van dit project is om op basis van literatuurstudie en gesprekken met deskundigen een overzicht te geven op welke punten interacties zijn te verwachten tussen verdroging/vernatting en de andere milieuthema's als verzuring, vermesting en verontreiniging. De resultaten van het onderzoek moeten voor beleidsambtenaren inzichtelijk maken op welke punten aanpassingen in het beleid wenselijk dan wel nodig zijn, en gebruikt kunnen worden voor de programmering van toekomstig onderzoek.

1.3 Onderzoeksvragen

Binnen het onderzoek is, voor zover mogelijk met de bestaande kennis, getracht een antwoord te geven op de volgende onderzoeksvragen:

1. Via welke ingrepen en via welke processen is verdroging en het beleid ten aanzien van verdroging van invloed op de andere milieuthema's?
2. Wat is de relevantie van deze ingrepen en processen:
 - wat is de grootte van de effecten ten opzichte van de effecten van ingrepen en processen die al in het reguliere sectorale beleid ten aanzien van de andere milieuthema's worden meegenomen (bv. mestbeleid gericht op tegengaan atmosferische depositie en daarmee op tegengaan verzuring en vermesting)?
 - welke overheidslaag/maatschappelijke groepering is gezien de bestuurlijke taakverdeling en het wettelijke kader primair verantwoordelijk voor de be-

treffende ingrepen en processen, welk beleid is hiertoe ontwikkeld, en wat is de effectiviteit van dit beleid?

3. Op welke punten is een bijstelling van het milieubeleid wenselijk omdat:
 - verdroging en beleid gericht op tegengaan verdroging relatief grote invloed heeft op andere milieuthema's;
 - hier in bestaand beleid nog onvoldoende aandacht aan wordt besteed?
4. Op welke vragen kan in deze studie nog geen antwoord worden gegeven bij gebrek aan kennis en welk type onderzoek is nodig om deze kennis te verzamelen?

1.4 Afbakening

In de studie is gebruik gemaakt van bestaande gegevens, er zijn voor dit onderzoek geen nieuwe modelstudies uitgevoerd of veldonderzoek verricht. Wel zal zoveel mogelijk gebruik worden gemaakt van resultaten uit lopende modelstudies en veldstudies. De kennis en ervaring van terreinbeheerders en beleidsmedewerkers is buiten beschouwing gelaten. De studie is uitgevoerd in 2006, in samenspraak met de Task-force Verdroging.

In het onderzoek is alleen gekeken naar interacties van verdroging met abiotische milieuthema's (verzuring, verontreiniging, vermesting), er is dus geen aandacht besteed aan de interacties met versnippering/ontsnippering en aan de interacties tussen de overige milieuthema's onderling. De milieuthema's zijn ruim opgevat, er zijn zowel naar positieve als naar negatieve tendensen gekeken; zie Tabel 1.

Tabel 1 Milieuthema's

Milieuthema	Omvat	Toelichting
Verdroging	verdroging	aantasting waterhuishouding door wegvallen kwel, verlaging grond- en oppervlaktewaterpeilen, inlaat gebiedsvreemd water en wegvallen overstromingen
	vernatting	herstel waterhuishouding door vermindering wateronttrekkingen en verhoging grond- en oppervlaktewaterpeilen en verminderen afvoer
Verzuring	verzuring	Afname van de zuurbuffer met als gevolg een toename zuurgraad (=afname pH)
	zuurbuffering	Toename van de zuurbuffer met als gevolg een afname zuurgraad (=toename pH)
Vermesting	vermesting	toename beschikbaarheid aan voedingsstoffen (N,P,K)
	verarming	afname beschikbaarheid aan voedingsstoffen
Verontreiniging	verontreiniging	toename beschikbaarheid toxische stoffen
	ontgiftiging	afname beschikbaarheid toxische stoffen

Bij de beoordeling van de effecten is alleen gekeken naar de invloed op de natuur (planten en dieren). Met effecten op de volksgezondheid, landbouw en bebouwing is in deze studie geen rekening worden gehouden.

De studie dient als input voor beleidsambtenaren om na te kunnen gaan op welke punten mogelijk wijzigingen/aanvullingen in het beleid wenselijk zijn. In het rapport

zijn echter geen concrete aanbevelingen op welke punten en op welke wijze het beleid aangepast zou moeten of kunnen worden.

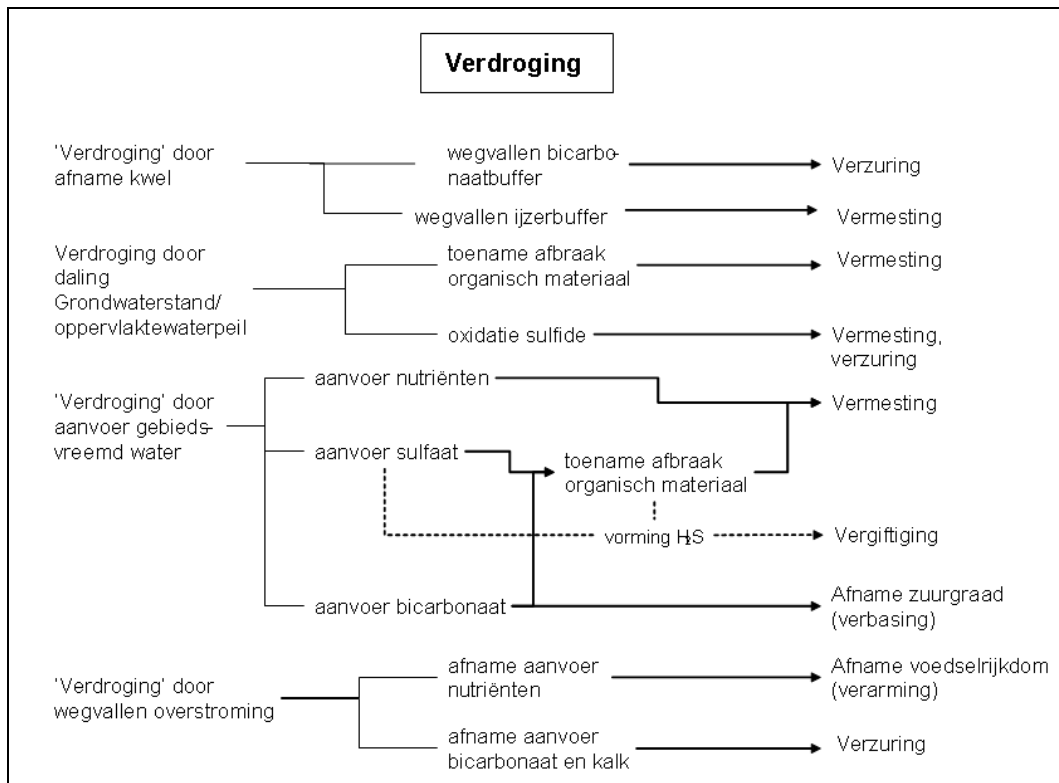
1.5 Leeswijzer

Een overzicht van de processen en effecten van verdroging/vernatting met de andere milieuthema's is gegeven in hoofdstuk 2. In de volgende hoofdstukken is per milieuthema: verzuring (hoofdstuk 3), vermesting (hoofdstuk 4) en verontreiniging in hoofdstuk 5 per ecosysteem beschreven waarin de meest effecten te verwachten zijn met betrekking tot verdroging en/of vernatting.

2 Interacties verdroging en vernatting met andere milieuthema's

2.1 Interacties bij verdroging

Het milieuthema 'verdroging' heeft betrekking op een groot aantal processen, die te maken hebben met veranderingen in de waterhuishouding van natuurgebieden (Projectteam Verdroging, 1998). Het omvat naast verdroging in strikte zin a) het droger worden van gebieden door verlaging grondwaterstanden in de bovenste bodemlaag en oppervlaktewaterpeilen ook b) de vermindering van kwel door verlaging van de stijghoogten, en de daaruit resulterende vervanging van kwelwater door regenwater, zonder dat expliciete verandering van grondwaterstand in de bovenste bodemlaag hoeft op te treden c) de inlaat van gebiedsvreemd water om toegenomen wegzijging te compenseren, en d) het wegvallen van overstromingen. In Figuur 1 staan de effecten van verdroging op de andere milieuthema's.



Figuur 1 Interacties verdroging met vermesting en verzuring

2.1.1 Daling van de grondwaterstand

Bij grondwaterstands daling neemt in het algemeen het vochtgehalte van de bodem af en de aëratie of luchthoeveelheid toe. De dikte van de aërobe laag zal toenemen,

waardoor de anaërobe laag steeds dieper komt te liggen. In vennen en sloten neemt de beschikbaarheid van zuurstof in de bodem toe als gevolg van grondwaterstands-daling. In bodems die voor een groot deel bestaan uit onder natte omstandigheden gevormd, makkelijk afbreekbaar organisch materiaal (niet veraard veen) kan dat leiden tot een sterke toename van de afbraak van organisch materiaal, waarbij door nitrificatie tot enkele honderden kilogrammen N per ha/jaar kan vrijkomen (Grootjans et al., 1985; Grootjans et al., 1986; Kemmers & Jansen, 1985) mede door het verminderen van denitrificatie waarbij minder stikstof naar de atmosfeer zal verdwijnen. Dit kan leiden tot een sterke verzuiging van de vegetatie (toename Bramen, Brandnetel, Liesgras etc.). Mede doordat stikstof in een eenvoudige op te nemen vorm is: nitraat. Bij de afbraak van organische stof worden ook zuren gevormd die tot een pH daling kunnen leiden en zo tot verzuring.

Door grondwaterstands-daling neemt de fosfaatbeschikbaarheid af omdat het fosfaat sterker wordt gebonden. Door de grondwaterstands-daling neemt de luchthoeveelheid toe en wordt ijzer in een vorm omgezet waarbij het sterker fosfor kan binden: de geoxideerde vorm (Lindsay, 1979; Grootjans et al., 1986; Smolders et al., 2006).

Grondwaterstands-daling heeft ook gevolgen voor de kaliumhoeveelheid in de bodem. Veengronden die permanent onder water staan bestaan uit onveraard veen met veel labiele organisch stofcomponenten, die o.a. rijk zijn aan kalium. Vooral in verdroogde beekdalveengronden en klei op veengronden met mesotrofe vegetatie zoals dotterbloemgraslanden en blauwgraslanden (*Cirsio-Molinietum*) is de K limitatie de afgelopen jaren toegenomen (van Duren, 2000; Olde Venterink, 2000; Oomes & van der Werf, 2003). Een mogelijk oorzaak van de toegenomen limitatie kan zijn dat de kaliumhoeveelheid is afgenomen door transport naar diepere bodemlagen met de verlaagde grondwaterstanden. Verder kan door verzuring die volgt op verdroging een lagere kaliumbeschikbaarheid ontstaat door een verminderde afbraak van organisch materiaal en een sterkere kaliumfixatie door klei/beekleem. Bekend is dat juist in beekdalgronden en in klei-op-veengronden kaliumfixatie optreedt. De precieze oorzaak is echter nog onduidelijk.

Door verzuring en daarbij horende sulfaatdepositie is tijdens de afgelopen decennia in de bodems de zwavel gebonden aan ijzer als pyriet. Het vond vooral plaats in natte kwelafhankelijke natuurgebieden waar ijzer in ruime mate aanwezig is. Bij verlaging van de grondwaterstanden wordt de gevormde ijzersulfide weer omgezet in sulfaat, waarbij een sterke verzuring optreedt. Als gevolg daarvan is in veel van deze gebieden het vermogen van de bodem om zuren te binden sterk aangetast en het sulfaatgehalte van het grondwater in de bovenste bodemlaag sterk toegenomen ((1); Delft et al., 2005; Lamers, 2001).

Door de vroegere zwaveldepositie in combinatie met de omzetting van sulfide in sulfaat als gevolg van verdroging, is het sulfaatgehalte van het ondiepe grondwater op veel plekken sterk toegenomen. Op plaatsen waar dit sulfaatrijke grondwater uit-treedt kan de afbraak van organisch materiaal worden gestimuleerd, doordat sulfaat de rol van zuurstof als electronenacceptor bij de oxidatie van organisch materiaal overneemt (Wienk et al., 2000).

2.1.2 Afname van de kwel

In veel natte ecosystemen vormt de aanvoer van kalkrijk (=calciumbicarbonaatrijk) grondwater de belangrijkste buffer tegen verzuring. Het bicarbonaat uit het grondwater verbindt zich met de in het bodemvocht en aan het kationadsorptiecomplex aanwezige waterstofionen tot koolzuur, dat aan de lucht ontsnapt:



Tegelijkertijd neemt het aangevoerde calcium de plaats van de waterstofionen op het adsorptiecomplex in waardoor de basenverzadiging en het vermogen van de bodem om zuren te bufferen stijgt. Dit proces wordt onder luchtarme, anaërobe, omstandigheden nog weer gefaciliteerd door reductieprocessen, die zuurconsumerend zijn (Kemmers et al., 2003). Het zuurbufferend vermogen, kationenadsorptiecomplex (CEC), is afhankelijk van bodemeigenschappen en een veelvoud groter dan die welke jaarlijks via kwelwater in de vorm van bicarbonaat wordt aangevoerd: bij 2 mm kwel met een bicarbonaatconcentratie van 2 meq.l⁻¹ kan jaarlijks ca. 14 meq H⁺ gebufferd worden, terwijl de CEC tussen 30 en 90% organische stof kan oplopen van 150 tot 450 mmol.kg⁻¹ over een diepte van 30 cm. De CEC is pH afhankelijk en neemt toe bij hogere pH's. Wanneer een bodem eenmaal is verzuurd kan het, in organische bodems met een hoge CEC, lang duren voordat het kationenuitwisselingscomplex weer voldoende is opgeladen om de bodem te bufferen in het zwak zure tot neutrale bereik.

Vermindering van kwel heeft tot gevolg dat de aanvoer van kalkrijk grondwater afneemt of zelfs geheel stopt, en dat de standplaats onder invloed komt te staan van regenwater en omslaat naar een infiltratiesysteem en verzuurd door uitspoeling van basische kationen. Dit leidt tot een verzuring van de standplaats tot een pH van 4.5 of lager. Deze verzuring kan worden vertraagd doordat in bodem nog vrij kalk aanwezig is of doordat het kationenuitwisselingscomplex van de bodem is verzadigd met calcium. Als gevolg daarvan duurt het vaak enkele tientallen jaren voordat de verzuring merkbaar wordt in de pH.

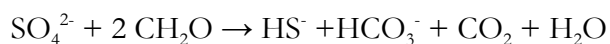
Naast het wegvallen van de aanvoer van calciumbicarbonaat kan bij het wegvallen van kwel ook de aanvoer van opgelost ijzer worden verminderd. Dit ijzer heeft in kwelgevoede gronden met periodiek wisselende waterstanden (gleygronden) geleid tot vorming en accumulatie van ijzeroxiden. Ijzeroxiden kunnen fosfor binden waardoor het minder ter beschikking komt voor de vegetatie. Indien de kwel wegvalt en de bodem gaat verzuren zullen de ijzeroxiden geleidelijk weer in oplossing komen en uitspoelen, waardoor het fosfaat weer beschikbaar kan komen. Op den duur kan dit zelfs leiden tot ontijzering en een beginnende podzolering van de bodem, waarbij zich een zure standplaats ontwikkelt waarbij de organische stofafbraak stagneert en slecht verteerd strooisel accumuleert. (Kemmers et al., 2002).

Een belangrijkste aspect van verzuring door het wegvallen van kwel is de aantasting van het bodemecosysteem. Hoewel reeds langer bekend is dat de functionele biodiversiteit in de bodem afneemt door verzuring zijn recent aanwijzingen naar voren

gekomen (Kemmers et al., 2007) dat hierdoor een verschuiving lijkt op te treden van N- en P-immobilisatie naar netto mineralisatie. Het wegvallen van regenwormen door te zure omstandigheden speelt hierbij een essentiële rol. Na afsterven wordt het ruwe strooisel (o.a. wortel-necromassa) niet langer door de minerale ondergrond gemengd en door bacteriën in het maag-darmkanaal van regenwormen verteerd, waardoor accumulatie van strooisel aan het maaiveld optreedt. Door de verminderde bacteriële activiteit nemen de huminificatie en de inbouw van N en P in microbiële biomassa (N- en P-immobilisatie) af. Netto stikstofmineralisatie en primaire productie van de vegetatie nemen hierbij, ondanks bodemverzuring, toe.

2.1.3 Aanvoer van gebiedsvreemd water

In veel gebieden wordt water van elders aangevoerd om te voorkomen dat ze als gevolg van toegenomen wegzijging droogvallen (Koerselman & Verhoeven, 1993; Meuleman et al., 1996; Lamers et al., 1996). Bijvoorbeeld in de laagveenmoerasgebieden die al sinds vele decennia worden voorzien van oppervlaktewater om de wegzijging naar omringende diepgelegen polders te compenseren. In gebieden die van nature voedselarm en/of zuur zijn leidt de inlaat van oppervlaktewater tot grote veranderingen in standplaatscondities. In de eerste plaats kan vermesting optreden doordat direct met het water nutriënten worden aangevoerd. Maar ook wanneer het water relatief arm is aan nutriënten kan op indirecte wijze vermesting optreden. Juist venen, waarin naast koolstof ook enorme hoeveelheden andere voedingsstoffen opgeslagen ligt zijn erg gevoelig voor dit type eutrofiëring. Hierbij worden, onder invloed van veranderingen in de waterkwaliteit of –hoeveelheid, voedingsstoffen versneld vrijgemaakt uit het veen. Voedingsstoffen die al in het ecosysteem aanwezig zijn, maar in een voor de plant niet-opneembare vorm (bijvoorbeeld in organische vorm of chemische gebonden). Omdat de voedingsstoffen al binnen het gebied aanwezig zijn, wordt er gesproken van 'interne eutrofiëring'. Dat kan wanneer het water rijk is aan bicarbonaat of sulfaat. Bicarbonaat zorgt voor een hoge pH en daarmee voor gunstige omstandigheden voor de bacteriële afbraak van organisch materiaal. In van oorsprong zure systemen met veel organisch materiaal (hoogveen en zure vennen) kan dit leiden tot een sterke toename van de afbraak van organisch materiaal en daarmee tot het vrijkomen van voedingsstoffen. Zoals hierboven aangegeven kan in zuurstof-arme en neutrale milieus ook sulfaat de afbraak van organisch materiaal bevorderen doordat het de rol van zuurstof als electronenacceptor overneemt (Wienk et al., 2000).



Bij deze anaërobe afbraak van organisch materiaal wordt sulfaat omgezet in sulfide dat in de vorm van H_2S kan ontsnappen naar de atmosfeer. Het gevormde sulfide heeft twee vervelende eigenschappen: i) in combinatie met gereduceerd ijzer vormt het zeer moeilijk oplosbare ijzersulfide verbindingen (FeS , Fe_2S_3). Dit ijzer is door reductie afkomstig van ijzeroxiden waardoor de fosfaatadsorptiecapaciteit afneemt en fosfaat uit de bodem wordt vrijgemaakt en ii) sulfide is al bij lage concentraties giftig (Lamers, 2001). Indien voldoende ijzer aanwezig is wordt het sulfide gebonden aan ijzer. Bij gebrek aan ijzer wordt echter waterstofsulfide gevormd, dat in hoge mate

toxisch is voor organismen. De mate van beschikbaar van vrij ijzer bepaald de giftigheid door het neerslaan tot pyriet (Lindsay, 1979).

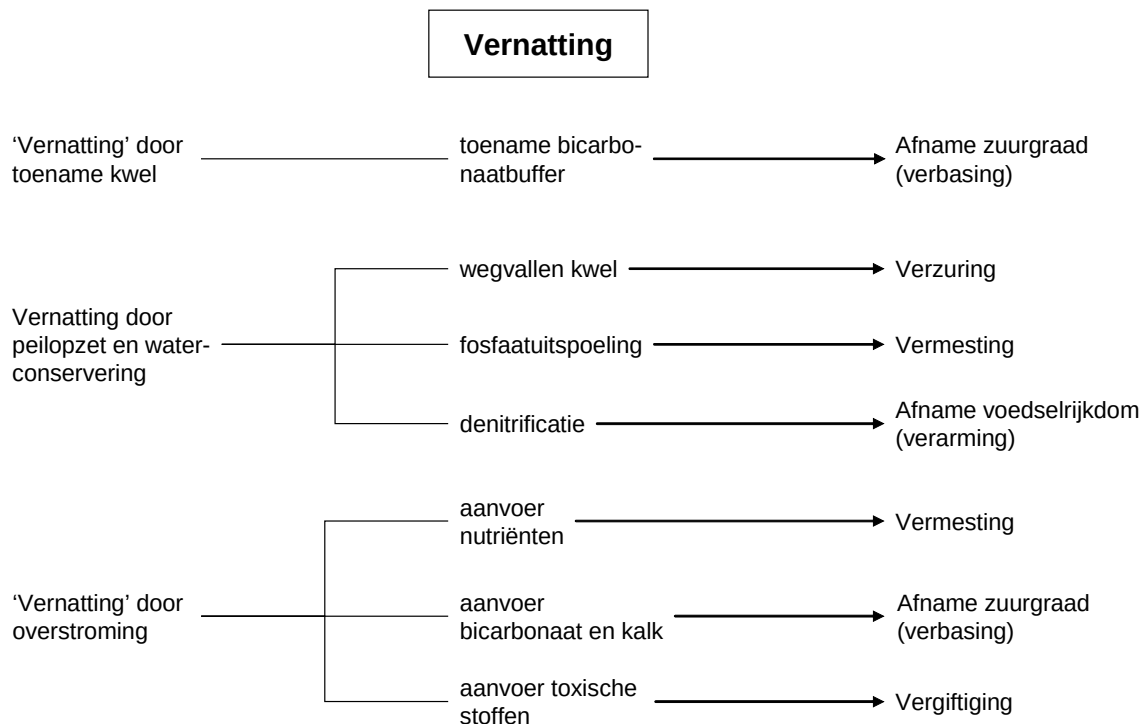
2.1.4 Wegvallen van overstromingen

Volledigheidshalve wordt hier ook ‘verdroging’ door het wegvallen van overstromingen genoemd. Het wegvallen van overstromingen kan leiden tot een daling van de grondwaterstand (zie § 2.1) en een afname van de aanvoer van voedingsstoffen en bufferstoffen en daarmee tot een afname van de voedselrijkdom en tot verzuring. De toevoer van de voedingsstoffen vanuit het oppervlaktewater is afhankelijk van de concentraties N, P en K en de sedimentsamenstelling van het oppervlaktewater (Sival et al.; 2008; 2009; Kronvang et al., 2007). Voor de tijd dat er kunstmest beschikbaar was (ca. voor, 1910) werden uiterwaarden en overstromingsgraslanden in beekdalen overstroomd door bevoeiing (Baaijens et al., 2001). Met behulp van verschillende bevoeiingsstelsels werd in de winterperiode water ingelaten in graslanden in beekdalen die voornamelijk in gebruik waren als hooiland. Ook zijn er aanwijzingen gevonden dat in het veenweidegebied van Nederland systemen zijn geweest die veel weg hebben van bevoeiingsmethoden die in de beekdalen werden gebruikt.

De natuurlijk overstroming in beekdalen nam sterk af toen in de 60er jaren kanalisatie van veel waterwegen plaatsvond voor de hydrologische optimalisatie van waterwegen voor de landbouw waarbij een toename van de productie voorop stond. Daarmee verminderde ook de karakteristieke opbouw van een beekdaloverstromingsvlakte: een zandige voedselarme oeverwal dichtbij de beek en daarachter een natte kleiige veengrond (Wassen, 1996; Bootsma et al., 2000).

2.2 Interacties bij vernatting

Om verdroging tegen te gaan zijn de afgelopen tientallen jaren op vele plekken maatregelen genomen om de grondwaterstand te verhogen en de aanvoer van grondwater te bevorderen. De effecten van vernatting zijn vaak -maar niet altijd- tegengesteld aan die van verdroging. In Figuur 1.2 staan de effecten van vernatting op de andere milieuthema's.



Figuur 2 Interacties vernatting met andere milieuthema's

2.2.1 Toename van de kwel

Bij gelijkblijvende grondwaterstanden is het voornaamste effect van de toename van de kwel de afname van de zuurgraad/toename van de pH onder invloed van het aangevoerde calciumbicarbonaat. De mate van buffering is afhankelijk van de hardheid van het grondwater. Bij zacht water ($< 1 \text{ mM HCO}_3^-$) blijft de pH meestal tussen de 5 en 6, bij hard water kan de pH toenemen tot waarden van 6.5 à 7.

2.2.2 Vernatting door peilopzet

De meest voorkomende maatregel om verdroging tegen te gaan is het opzetten van peilen, structureel of alleen in het voorjaar, waardoor de grondwaterstand structureel of alleen in de zomerperiode wordt verhoogd (passieve resp. actieve waterconservering (Rapport SGR2 2002).

In natuurgebieden waar verdroging wordt veroorzaakt door te lage grondwaterstanden kan opzetten van peilen een effectieve maatregel zijn om verdroging tegen te gaan. Toch kunnen ook nadelige effecten optreden.

In de eerste plaats kan in kwelgebieden het te sterk opzetten van peilen en een te sterke verhoging van de grondwaterstanden leiden tot een afname van de kwel doordat het drukverschil tussen het diepe grondwater en het grondwater in de bovenste bodemlaag te gering wordt. Met name in de beginjaren van de verdrogingsbestrijding

(jaren 60 en 70 van de vorige eeuw) zijn een aantal kwelgebieden (blauwgraslandreservaten) verzuurd doordat het belang van kwel voor handhaving van gebufferde omstandigheden onvoldoende bekend was en als gevolg daarvan peilen te hoog werden opgezet en door de hogere grondwaterstanden de kwel werd onderdrukt en de aanvoer van kwelwater niet werd hersteld. In bijvoorbeeld Groot Zandbrink is daarvoor gerapporteerd (Delft e.a, 2003)

In natuurontwikkelingsgebieden op voormalige landbouwgronden kan vernatting leiden tot een grotere beschikbaarheid van fosfaat doordat fosfaat onder gereduceerde omstandigheden minder sterk gebonden wordt aan ijzer (Lamers, 2001; R. Kemmers et al, 2003; Bakker, 2005; van Dijk, 2006, 2008;). Ook in (voormalige) kwelgebieden kan vernatting leiden tot een sterke eutrofiering. Met name in gebieden met ijzerrijke kwel is in het verleden vaak veel fosfaat vastgelegd in de aanwezige ijzerconcreties. Wanneer een te sterk vernatting optreedt, waardoor permanent natte en anaerobe omstandigheden ontstaan, kan ook dit fosfaat in oplossing gaan. Dit kan lokaal leiden tot een sterke eutrofiering (Koelbroek, Wijstgronden; pers. med. L. Lamers en R. de Waal;). Recent uitgevoerde laboratoriumproeven bevestigen dat ook met bodemmateriaal van de Hunze (Kemmers & Nelemans, 2007;

Vernatting kan ook leiden tot een afname van de voedselrijkdom, doordat onder natte omstandigheden de denitrificatie (omzetting nitraat in stikstofgas) wordt gestimuleerd. In vernatte landbouwgebieden kan zo een groot deel van het voor de plantengroei beschikbare nitraat verloren gaan (Velthof, 2003). In natuurgebieden lijkt de invloed van denitrificatie beperkt door de lage concentratie aan nitraat (pers.comm. Roland Bobbink). Studies die uitgevoerd zijn aan bufferstroken en in voormalige landbouwgronden op veengronden laten zien dat de denitrificatie verandert bij een peilverhoging. In bufferstroken neemt de denitrificatie toe wanneer de grondwaterstand verhoogd wordt tussen 10 en 30 cm beneden maaiveld (Hefting, 2003).

Vernatting, door verhoging van grondwaterpeilen door watervasthouden, kan ook leiden tot een versterkte verontreiniging van de standplaats. Doordat vernatte standplaatsen arm zijn aan zuurstof treden allerlei reductieprocessen op die leiden tot het ontstaan van giftige verbindingen. Naast het al eerder genoemde waterstofsulfide gaat het daarbij om verbindingen als tweewaardig ijzer en mangaan. Doordat (maar enkele) soorten van natte standplaatsen (hygrofyten) zijn aangepast aan deze specifieke gereduceerde omstandigheden, door fysiologische eigenschappen, worden veel soorten weggeconcentreerd.

2.2.3 Overstroming

Een bijzonder vorm van vernatting is de overstroming met oppervlaktewater. Nadat overstromingen met oppervlaktewater jarenlang beperkt waren tot de uiterwaarden langs de grote rivieren en het kustgebied, neemt nu de invloed van overstromingen in andere delen van Nederland weer toe omdat gebieden worden gebruikt voor waterberging.

Overstromingen benedenstrooms kunnen leiden tot een toename van de voedselrijkdom, doordat met name aan het sediment gebonden voedingsstoffen als fosfaat en stikstof worden aangevoerd (Sival et al., 2002, Runhaar en Jansen 2004). Vooral als het stroomgebied bovenstrooms in overwegend agrarisch gebruik is en RWSI aanwezig zijn. De gesedimenteerde hoeveelheid is afhankelijk van de afstand tot de beek, de hoogteligging in het grasland en structuur van de vegetatie: hoger dicht bij de rivier of beek en op de diepere plekken (Maas et al., 2003; Sival et al., 2005). Op de oeverwal, een zandige voedselarme afzetting dicht bij de rivier, is het effect het grootst. Het meeste sediment met voedingsstoffen wordt daar afgezet (Maas et al., 2003; Sival et al., 2005). In van nature voedselarme systemen kan dat leiden tot een ongewenste eutrofiëring. Uit een enkele studie kwam ook het effect van de vegetatiestructuur: het meeste sediment in rietlanden dan in graslanden of bos (Olde Vente-rink et al., 2002). Echter is toen niet per zelfde afstand of hoogte meegenomen. De hoeveelheden gesedimenteed N zijn vergelijkbaar of zelfs hoger dan de aanvoer met atmosferische depositie en ook nog in een periode voorafgaand aan het groeiseizoen (jan-mrt; Sival et al., 2005). De aanvoer van de grote hoeveelheid organische stof wel tot 50% op gewichtsbasis van het aangevoerde is daarvan waarschijnlijk de oorzaak. Verder onderzoek moet dat nog uitwijzen.

Behalve sediment worden ook bufferende stoffen aangevoerd. In droge stroomdal-graslanden kan de aanvoer van basenrijk sediment een belangrijke voorwaarde zijn voor instandhouding van de licht gebufferde omstandigheden (Hommel et al., 1996; Kemmers et al. 2003). In natte systemen is het belang van buffering door overstroming met oppervlaktewater minder duidelijk. *Duidelijk is wel dat buffering met oppervlaktewater geen vervanging kan zijn van buffering door grondwater.* Bij buffering met grondwater ontstaan stabiele, gradiëntrijke situaties doordat er overgangen ontstaan tussen zuurdere plekken die vooral gevoed worden door regenwater en meer basische plekken waar grondwater uittreedt. Het zijn onder meer deze gradiënten in zuurgraad die ervoor zorgen dat natte kwelmilieus wat de plantengroei betreft tot de soortenrijkste systemen in Nederland behoren. Bij overstroming is de dynamiek groter en zijn er minder mogelijkheden tot het ontstaan van gradiënten in zuurgraad en voedselrijkdom.

De effecten van overstroming op de soortensamenstelling en de productiviteit van de vegetatie, zijn afhankelijk van de hoeveelheid sediment die wordt afgezet en het nutriëntengehalte van het sediment, en waarschijnlijk ook van de hydrologie. In het algemeen kunnen zeer laag-productieve vegetaties als blauwgraslanden en kleine-zeggenvegetaties niet voorkomen op plekken die regelmatig overstromen met voedselrijk oppervlaktewater. Overstroming met voedselrijk oppervlaktewater leidt echter niet noodzakelijkerwijs tot eutrofiering en vervuiling van de vegetatie. Onderzoek door Runhaar en Jansen 2004 toont aan dat op regelmatig met voedselrijk oppervlaktewater overstroomde standplaatsen soortenrijke dotterbloemhooilanden en grote-zeggenvegetaties kunnen voorkomen, zeker op plekken waar de hydrologie nog op orde is en kwel uittreedt in het beekdal (zie Foto 1). Dichtbij de beek wordt door overstroming veel voedselrijk sediment afgezet. De ruigtesoorten zoals Liesgras (*Glyceria maxima*) en Rietgras (*Phragmites arundinacea*) hebben daar ook de overhand (Runhaar & Jansen 2004; Sival et al., 2008; 2009).



Foto 1 Het onderzoeksgebied Kappersbult langs de Drentse Aa is een voorbeeld van een soortenrijk grasland, met onder andere verschillende soorten zeggen, ondanks regelmatige overstroming met voedselrijk oppervlaktewater (Foto F. Sival)

Echter als overstroming plaatsvindt zonder veel sedimentaanvoer, zoals in het Reestdal bij Avereest waar het oppervlaktewater wordt opgepompt met een molen, herstellen de sterk verdroogde graslanden zich tot kleine zeggengemeenschappen en Calthions. Er treedt daar in de veraarde veenbodems een verschuiving op van een K-gelimiteerde naar een P-gelimiteerde productie. Via het vloeiwatervoor wordt hier lokaal veel kalium (K) en ijzer (Fe) aangevoerd. Door Fe aanvoer wordt bij periodieke bevloeiing de P-adsorptiecapaciteit vergroot, waardoor de P-beschikbaarheid afneemt (pers.com. R. Kemmers).

Een probleem bij zowel bestaande als toekomstige overstromingsgebieden is dat in het oppervlaktewater aanwezige toxische stoffen ook kunnen doordringen in de overstroomde terrestrische systemen. In uiterwaarden van de grote rivieren heeft de afzetting van rivierklei onder meer geleid tot verhoogde gehalten aan zware metalen [en PCB's] die vooral van invloed zijn op predatoren als de Steenuil. Uit recent onderzoek in overstromingsgraslanden van de Dommel en de Beerze zijn ook sterk verhoogde concentraties zware metalen gevonden (Rietra et al., 2005; Römkens et al., 2006; Sival et al., 2008). Begrazing van die graslanden komt hierdoor onder druk te staan omdat het gras gehalten bevat die boven de veevoedernorm uitkomen. In hoeverre overstromingen met beek- en boezemwater elders zullen leiden tot vergelijkbare problemen is nog onduidelijk.

3 Verdroging en atmosferische depositie

3.1 Inleiding

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 zijn er op meerdere (germanisme) terreinen interacties tussen verdroging en atmosferische depositie. Beiden zijn van invloed op de zuurgraad en de voedselrijkdom van de standplaats, en effecten van verdroging zijn dan ook vaak afhankelijk van de mate van depositie en de effecten van depositie van de mate van verdroging. In dit hoofdstuk zullen twee voor het beleid meest relevante interacties verder worden uitgewerkt, te weten:

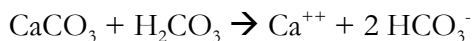
- grondwater als buffer tegen verzuring en vermesting door atmosferische depositie, (is dit niet een open deur want dat is juist de reden dat kwel in de definitie van verdroging zit??)
- invloed atmosferische depositie op kwaliteit grondwater.

Omdat verdroging en atmosferische depositie in bijna alle natuurgebieden een probleem vormen, en de effecten niet altijd goed van elkaar te scheiden zijn, is het lastig te bepalen hoe groot de invloed van beide milieuthema's is op de biodiversiteit in Nederland. In paragraaf 3.4 wordt niettemin getracht de relatieve invloed van beide milieuthema's vast te stellen.

3.2 Grondwater als buffer tegen verzuring en vermesting

Plekken die worden gevoed door opwellend grondwater zijn vaak uitzonderlijk rijk aan plantensoorten en hebben veel zeldzame soorten de Rode lijstsoorten. Kwelplekken worden niet alleen gekenmerkt door een zeer constante waterhuishouding maar zijn ook goed gebufferd tegen verzuring en vermesting door de stoffen die met het grondwater worden aangevoerd. Daarbij spelen kalk en ijzer een belangrijke rol.

Kalk uit de bodem lost op onder invloed van koolzuur tijdens de infiltratie van regenwater en wordt daarbij omgezet in calciumbicarbonaat:



Dit calciumbicarbonaat (HCO_3^-) speelt een belangrijke rol in de buffering van kwelplekken, doordat het de aan het bodemcomplex gebonden waterstofionen verdringt:



Bij voldoende aanvoer zorgt de koolzuur-bicarbonaatbuffer er voor dat de pH op grondwatergevoede standplaatsen permanent tussen de pH 5 en 7 ligt. Bij grondwater dat extreem rijk is aan calciumbicarbonaat kan ook kalk worden afgezet, zoals bijvoorbeeld het geval is in buitenlandse kalkbronnen. In Nederland komt dit verschijnsel echter maar weinig voor, en blijft dan beperkt tot afzetting van moeraskalk

in de ondergrond. De hoeveelheid bicarbonaat in het grondwater is sterk afhankelijk van de geologische samenstelling van de bodemlagen die worden doorstroomd. Water dat van grotere diepte afkomstig is is vaak zeer kalkrijk door de aanwezigheid van kalkrijke mariene pakketten in de ondergrond, terwijl lokaal grondwater dat afkomstig is uit kalkloze dekzandpakketten maar heel weinig kalk bevat en dus maar weinig bufferende werking heeft.

Een belangrijk kenmerk van kwelplekken is dat vaak stabiele en uiterst kleinschalige gradiënten in vochttoestand en zuurgraad optreden, waarbij in laagtes en greppels neutrale tot basische omstandigheden heersen, terwijl de iets hoger gelegen delen onder invloed staan van regenwater en zuur zijn. Een gevolg is dat grondwatergevoede plekken vaak soortenrijk zijn: naast soorten van natte en basische standplaatsen komen hier ook specialisten voor (zoals de Veenmosorchis) die gebonden zijn aan dergelijke gradiëntsituaties.

Behalve kalk wordt door infiltrerend regenwater ook ijzer in oplossing gebracht: onder zure, natte en zuurstofarme omstandigheden gaat driewaardig ijzer (Fe^{3+}) over in gereduceerd tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) dat goed oplosbaar is in water. De ontijzering verloopt het beste onder natte, zure omstandigheden. Vandaar dat vooral (voormalige) natte heidegebieden tot op grote diepte zijn ontijzerd.

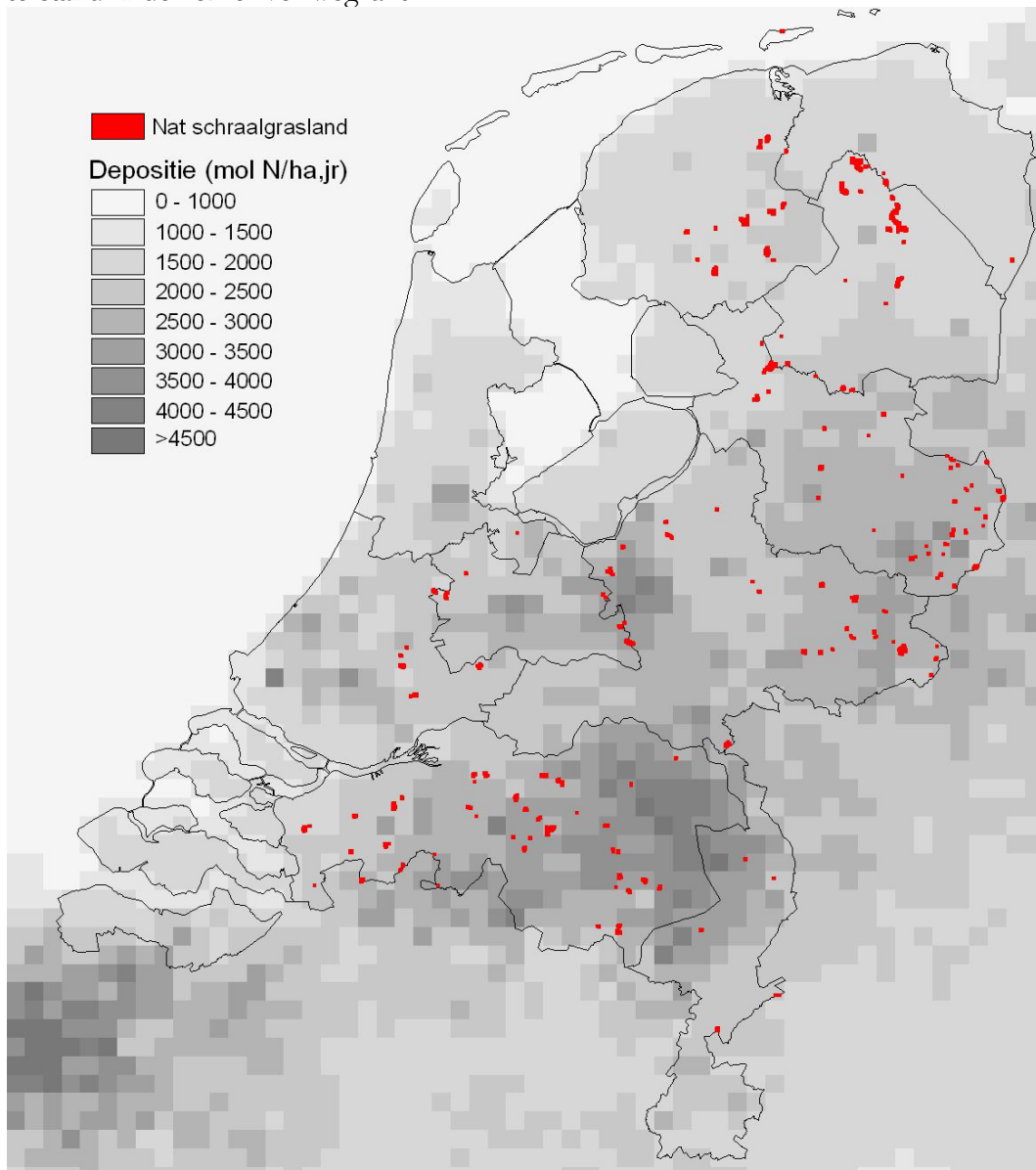
Wanneer het ijzerrijke grondwater weer uittreedt in kwelzones en in contact komt met de zuurstofhoudende atmosfeer wordt de ijzer weer geoxideerd naar de driewaardige vorm. Daarbij ontstaat roest (bestaand uit amorfe ijzerhydroxideverbindingen) in de bodem van zgn. gleygronden. Ook bodems van kwelsloten kunnen in delen van het jaar oranje gekleurd zijn door ijzeroxiden. In beekdalen kan de aanvoer van ijzer zo groot zijn dat in de bodem tot een meter dikke pakketten ijzer-oor worden gevormd, die vroeger gebruikt werden voor ijzerwinning.

Doordat fosfaat sterk bindt aan ijzerverbindingen heeft de ijzeraanvoer naar verwachting ook een grote invloed op de fosfaatbeschikbaarheid. In ijzerrijke beekdalgronden kunnen grote hoeveelheden fosfaat zijn vastgelegd (Scheffer & Schachtschabel, 1976). Door de binding aan het driewaardige ijzer staan deze echter niet of slechts in geringe mate ter beschikking van de plantengroei. Dat verklaart waarschijnlijk de bevinding van Kemmers et al. (2001) dat ondanks een hoog fosfaatgehalte in de bodem, fosfaat toch vaak een beperkende factor is voor de plantengroei. Ook door Wassen et al. (2005) worden grondwatergevoede standplaatsen met name genoemd als plekken waar fosfaatbeperking een rol speelt.

Omdat grondwatergevoede systemen door de aanvoer van kalk en ijzer gebufferd zijn tegen verzuring en vermisting zijn ze minder gevoelig voor atmosferische depositie van stikstof en andere zuurvormende stoffen. Daarbij speelt de mate van buffering uiteraard een rol. Bij een bicarbonaatgehalte van 1mMol/l (61 mg/l, overeenkomend met ca 20 mg Ca/l indien calcium en bicarbonaat de dominante ionen zijn) is een aanvoer van 200mm grondwater nodig om een zuurbelasting van 2000 mol/ha te compenseren, ofwel een gemiddelde toevoer van iets minder 0.6 mm/dag. Is de

zuurbelasting hoger dan dient evenredig meer grondwater te worden aangevoerd of is harder grondwater nodig om voldoende buffering te leveren.

Maar ook de waterhuishouding speelt een rol: op permanent natte grondwatergevoede kwelplekken krijgt het regenwater niet de kans in de bodem te trekken en is de invloed van verzurende stoffen veel minder groot dan op plekken waar de grondwaterstand in de zomer ver wegzakt.

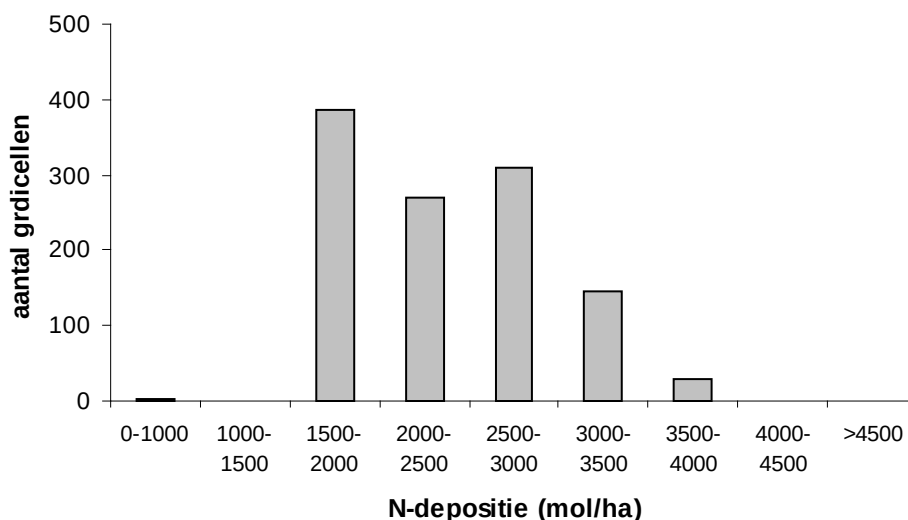


Kaart 1 Verspreiding goed tot zeer goed floristisch ontwikkelde natte schraalgraslanden met als achtergrond de jaarlijkse N-depositie. Verspreiding natte schraalgraslanden op basis Runhaar et al., 2005, gebieden uitvergroet i.v.m. visuele weergave. N-depositie

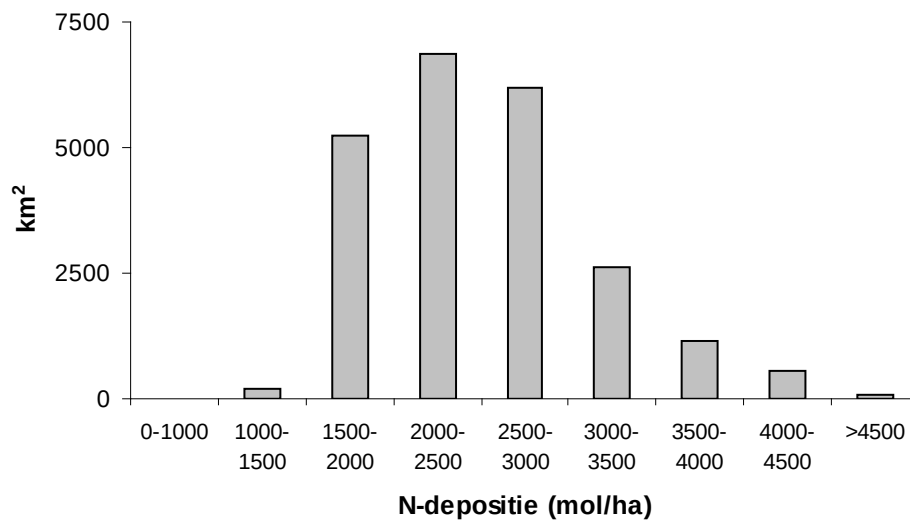
Om de hypothese te onderzoeken of soortenrijke natte schraalgraslanden op grondwater gebufferde locaties voorkomen onder omstandigheden met hoge atmosferische N-depositie is een analyse uitgevoerd waarbij voor natte schraalgraslanden is nage-

gaan of er een relatie is af te leiden tussen het voorkomen van de soortenrijke natte schraalgraslanden enerzijds en de atmosferische N-depositie anderzijds. Hiervoor is gebruik gemaakt van gegevens over het voorkomen van floristische hotspots door Runhaar et al. (2005). Op basis van het voorkomen van soorten kenmerkend voor natte, voedselarme zwak zure omstandigheden afkomstig uit het florabestand FLORBASE 2-K en van informatie over bodem, hydrologie en landgebruik is in deze studie een schatting gemaakt van de ligging van de floristisch gezien best ontwikkelde schraalgraslanden in Nederland. De resulterende kaart is getoetst op basis van opnamegegevens en aangevuld op basis van deskundigenoordeel. In Kaart 1 (pagina 27) is de ligging van goed tot zeer goed ontwikkelde natte schraalgraslanden weergegeven met als achtergrond de Depositie in 2005 zoals berekend door MNP.

Uit Kaart 1 blijkt geen relatie met stikstofdepositie: goed tot zeer goed ontwikkelde natte schraalgraslanden komen zowel voor in gebieden met een lage depositie, zoals in het Drentse Aa-gebied, als in gebieden met een zeer hoge belasting, zoals in Noord-Brabant en in de Gelderse Vallei. Gemiddeld ligt de N-depositie in de goed tot zeer goed ontwikkelde schraalgraslanden op 2654 mol N/ha.jr, met een standaarddeviatie van 650 mol (Figuur 3). Dat wil zeggen dat het merendeel van de natte schraalgraslanden voorkomt in gebieden met een depositie die duidelijk boven de kritische waarde ligt voor N-depositie volgens het Handboek Natuurdoeltypen ('kwetsbaar': critical load tussen 1400 en 2400 mol N/ha.jr) en ver boven door van Dobben et al. (2004) voor natte schraalgraslanden berekende kritische waarden van 125-1300 mol N/ha.jr. De verdeling over depositieklassen is niet significant afwijkend van de verdeling over depositieklassen in de regio's waarbinnen de natte schraalgraslanden voorkomen (Figuur 4). Hieruit kan worden afgeleid dat de gevoeligheid van natte schraalgraslanden voor atmosferische N-depositie minder groot is dan op basis van deze kritische depositiewaarden verwacht zou worden. Dit sluit aan bij de veronderstelling dat in kwelgevoede natte schraalgraslanden fosfor en niet stikstof de beperkende factor is.



Figuur 3 Aantal gridcellen van 250×250m waarbinnen goed tot zeer goed ontwikkelde natte schraalgraslanden voorkomen, uitgesplitst naar depositieklasse



Figuur 4 Aantal vierkante kilometer per depositieklasse in fysisch-geografische regio's hogere zandgronden, laagveengebied en rivierengebied

3.3 Invloed atmosferische depositie op grondwaterkwaliteit

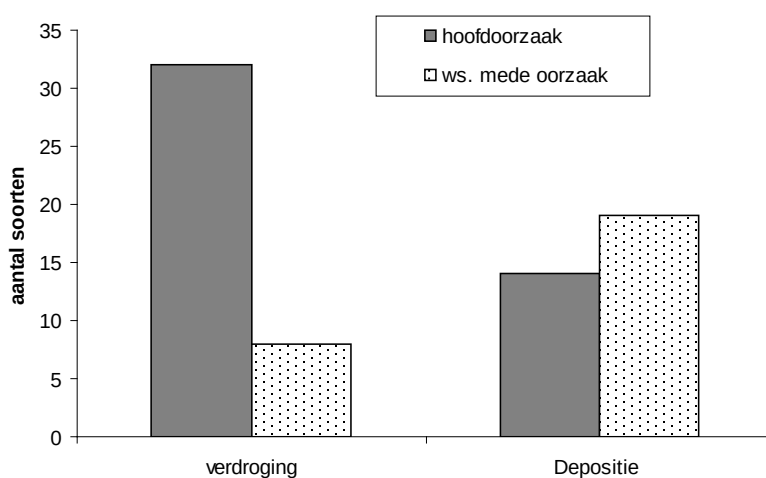
Atmosferische depositie kan ook indirect van invloed zijn op grondwaterafhankelijke vegetaties, en wel via de veranderingen in de grondwaterkwaliteit. Dit effect is het sterkste in dekzandgebieden waar vegetaties voorkomen die afhankelijk zijn van lokale kwel. Door de combinatie van korte stroombanen en een gering bufferend vermogen van de kalkloze bodem treedt hier als snel verzuring van het lokale grondwater op. Waar van nature het freatische grondwater in dekzandgebieden een pH van rond de 5 heeft, is dit door atmosferische depositie merendeels gedaald tot waarden van minder dan 4,5. Dit heeft nadelige gevolgen voor heide- en venvegetaties die afhankelijk zijn van de aanvoer van zeer zwak gebufferd grondwater, zoals natte heischale graslanden met klokjesgentiaan en gevelekte orchis, en zwak gebufferde vennen met Waterlobelia en Oeverkruid.

De sterkste beïnvloeding van de waterkwaliteit treedt op onder bos op podzolen. Hier kunnen extreme concentraties sulfaat, nitraat, K etc. worden gemeten. Los van de directe effecten van nitraattoestroming naar kwelzones, kan nitraat of sulfaat als oxidator gaan dienen voor organische stof in anaerobe venige kwelzones, waardoor interne eutrofiering op gang kan komen.

3.4 Invloed verdroging en atmosferische depositie op de biodiversiteit

Om een beter beeld te krijgen van de relatieve invloed van verdroging en atmosferische depositie op de biodiversiteit van Nederland is voor de meest bedreigde plantensoorten (categorie 'bedreigd' en 'ernstig bedreigd' volgens de Rode Lijst, Van der Meijden et al., 2000) geschat wat de meest bepalende factor is voor de achteruitgang

van de soorten; zie Bijlage 1 (pagina 65). Voor een groot aantal soorten (meer dan dertig soorten) is verdroging waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak voor achteruitgang (Figuur 5). Het gaat voor een groot deel om soorten van natte schraalgraslanden die zijn verdwenen door de vermindering van de aanvoer van grondwater en daardoor verzuring van de standplaats. Bij minder dan twintig soorten is atmosferische depositie de belangrijkste oorzaak van achteruitgang. Het gaat dan vooral om soorten van heide, heischrale graslanden en vennen. Omdat het moeilijk is de effecten van atmosferische depositie te scheiden van andere oorzaken kan de laatste schatting te optimistisch dan wel te pessimistisch te zijn. Echter, zelfs al rekening wordt gehouden met een onderschatting van het aantal soorten waarvoor atmosferische depositie de belangrijkste oorzaak van achteruitgang vormt, blijft het beeld overeind dat verdroging een minstens zo belangrijke factor vormt voor de achteruitgang in biodiversiteit als atmosferische depositie.



Figuur 5 Aantal bedreigde en ernstig bedreigde plantensoorten waarvoor verdroging dan wel atmosferische depositie de belangrijkste dan wel mede bepalende oorzaak van achteruitgang lijkt te zijn

3.5 Conclusies

Een belangrijk kenmerk van kwelplekken is dat vaak stabiele en uiterst kleinschalige gradiënten in vochttoestand en zuurgraad optreden.

Omdat grondwatergevoede systemen door de aanvoer van kalk en ijzer gebufferd zijn tegen verzuring en vermesting zijn ze minder gevoelig voor atmosferische depositie van stikstof en andere zuurvormende stoffen.

De waterhuishouding speelt een essentiële rol: op permanent natte grondwatergevoede kwelplekken krijgt het regenwater niet de kans in de bodem te trekken en is de invloed van verzurende stoffen veel minder groot dan op plekken waar de grondwaterstand in de zomer ver wegzakt.

Aanvoer van grondwater kan goede buffer vormen tegen verzuring uit atmosferische depositie. Dus tegengaan van verdroging kan dus een belangrijke bijdrage leveren aan het tegengaan van verzuring en vermesting.

Omgekeerd vormt het tegengaan van atmosferische depositie ook een voorwaarde voor het herstel van door lokaal grondwater gevoede systemen. Vanwege de verminderde aanvoer van stikstof en verzurende stoffen.

4 Verdroging, verdrogingsbestrijding en vermesting

4.1 Inleiding

Ingrepen in de waterhuishouding om verdroging te bestrijden kunnen tot gevolg hebben dat voedingsstoffen vrijkomen en zo vermesting optreedt. Zo kan bij peilverhoging in voormalige landbouwgebieden die ingericht zijn als natuurgebied fosfor vrijkomen als gevolg van gereduceerde omstandigheden die frequenter ontstaan. Een directe vorm van vermesting is de aanvoer en vrijkomen van nutriënten door de inlaat van gebiedsvreemd water en de aanvoer van oppervlaktewater door waterberging (de externe eutrofiëring). Deze onderwerpen worden achtereenvolgens uitgediept voor verschillende natuurgebieden.

4.2 Uitspoeling van nutriënten bij vernatting van voormalige landbouw-gronden

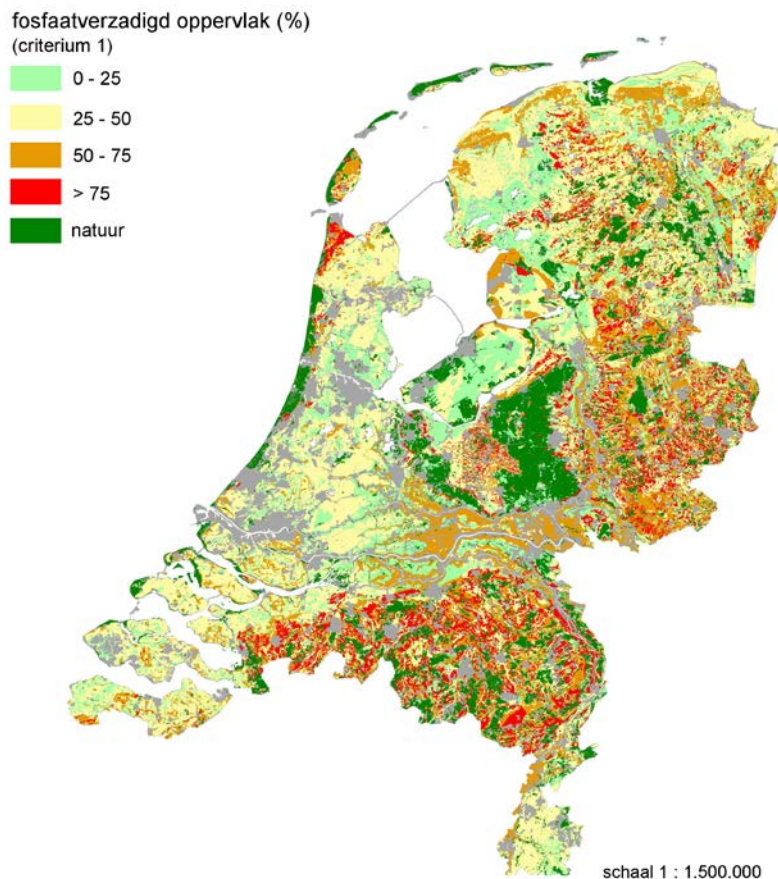
Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden gaat naast inrichtingswerkzaamheden als afgraven vaak samen met vernatten in de vorm van peilverhoging (Sival & Chardon, 2002). De peilverhoging is een correctie op het ingesteld ‘droge’ peil ten dienste voor het landbouwgebruik; hoog in de winter en lager in de zomer. Vooral gronden die intensief en (sterk) bemest zijn geweest, zoals die in de zandgebieden van Oost, Centraal en Zuid Nederland worden gevonden (Schoumans, 2004) kan vernatting leiden tot grote beschikbaarheid van fosfaat (Lamers et al. 2005, Smolders et al. 2006). In de meeste gevallen kan dat leiden tot ernstige eutrofiëring. Nitraat in de bodem spoelt voor een groot deel uit naar het grond- en oppervlaktewater of vervluchtigt als gevolg van denitrificatie. Fosfaat blijft goed gebonden onder droge omstandigheden. Fosfor wordt onder natte omstandigheden minder sterk gebonden (Lindsay, 1979).

Onder natte condities komt er geen zuurstof meer in de bodem waardoor geoxideerde ijzerverbindingen worden gereduceerd (Smolders et al., 2006). Hierdoor neemt het fosfaatbindend vermogen van de bodem sterk af waardoor fosfaat uit de bodem in de waterlaag terecht kan komen. Met name in het voorjaar en de zomer leidt dit tot een sterke groei van algen, blauwalgen en kroossoorten. Deze sluiten de waterlaag volledig af waardoor deze zuurstofloos wordt, waardoor er nog meer fosfaat uit de bodem in de waterlaag terecht komt. Wanneer het water of de bodem sulfaathoudend is zullen deze problemen nog ernstiger zijn (zie ook § 2.1.3).

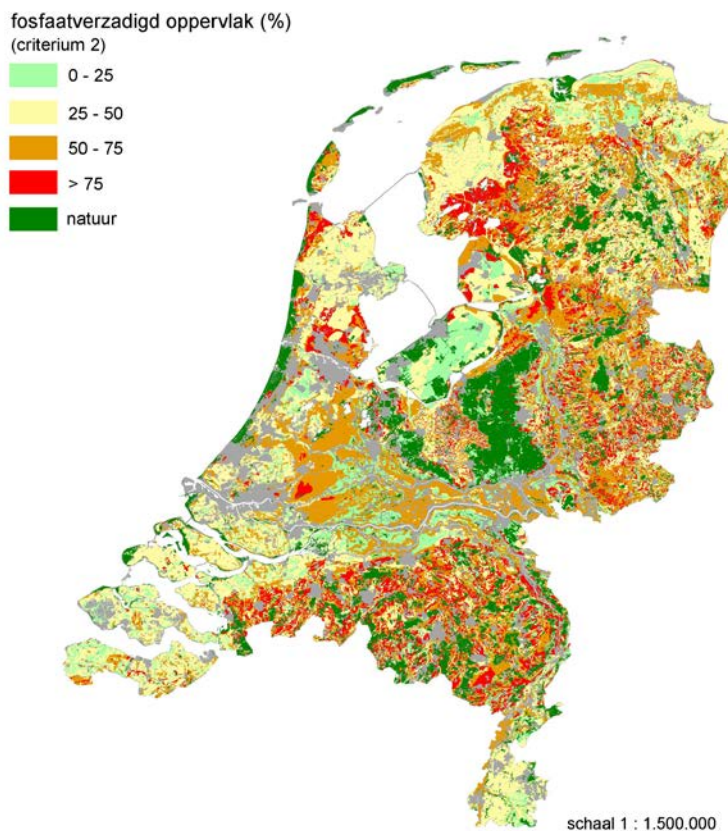
Ook spoelt fosfaat makkelijker uit als de grond weinig amorfe ijzer- en aluminium(hydr)oxiden bevat. De mate waarin de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem verbruikt is (zgn.fosfaatverzadiging) hangt af van de omvang van de minerale fosfaathop in de bodem, het fosfaatbindend vermogen (dat afhankelijk is van het bodemtype) en de grondwatertrap (GHG) (Schoumans, 2004). Op maïsland werden in het verleden hoeveelheden dierlijke mest opgebracht die veel groter was dan de

fosfaatafvoer via de oogst (Breeuwsma en Schoumans, 1986; Chardon & Sival, 2003). Percelen die permanent als grasland in gebruik waren ontvingen destijds minder mest, omdat gras een overmaat hiervan niet kan verdragen (kans op kopziekte bij teveel kalium).

Een schatting van het areaal fosfaatverzadigde landbouwgrond is weergegeven in Kaart 2 en Kaart 3 (Schoumans, 2004). Afgeleid kan worden dat 1,1 tot 1,3 miljoen ha landbouwgrond een te hoge fosfaatvoorraad bezit. Voornamelijk de gronden die in zuidoost Brabant en in oost Gelderland liggen hebben een fosfaatverzadigingsgraad die boven het kritieke waarde van 25 % bezitten die voor kalkarme zandgronden is afgeleid. Als rekening gehouden wordt met een grondsoort specifiek criterium neemt de overschrijding in Nederland toe met gronden in Friesland, Noord-Holland en Utrecht (Schoumans, 2004).



Kaart 2 Fosfaatverzadigd oppervlak, op basis van een kritieke fosfaatverzadigingsgraad van 25 (Bron: Schoumans, 2004).



Kaart 3 Fosfaatverzadigd oppervlak, op basis van een grondsoortspecifiek criterium (Bron: Schoumans, 2004)

Naast het algemene beeld van de fosfaatverzadiging en het fosfaatverzadigde oppervlak is het ook mogelijk om een indruk te geven van de mate van fosfaatverzadiging opgesplitst naar landgebruik (maïs, gras, overig bouwland/teelten). Maïslocaties hebben een relatief hoge fosfaatverzadigingsgraad. Het verschil tussen bouwland en grasland is gering. Het is niet eenduidig aan te geven waardoor dit veroorzaakt wordt, aangezien een en ander samenhangt met verschillen in gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) van de afzonderlijke locaties mede in relatie tot de fosfaatvoorraad (tot aan de GHG) en het fosfaatbindend vermogen (berekend tot aan de GHG) van de afzonderlijke locaties.

4.3 Ontijzering door verdroging en mogelijke invloed op fosfaatbeschikbaarheid

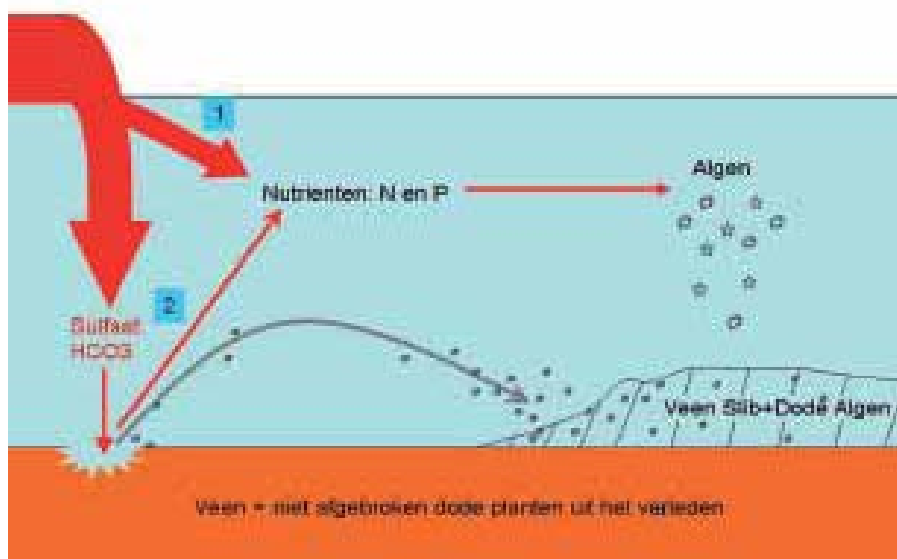
Een ander voorbeeld van de onomkeerbare effecten van verdroging zijn de gevolgen voor de Fe huishouding. Uit de verkenning via de landelijke steekproef concluderen Kemmers et al. (2002) dat het ontijzering geen incidenteel verschijnsel is. De chemische analysegegevens wijzen erop dat juist in gebieden met matige kwel sterke ontijzering een serieus probleem lijkt te zijn. Binnen de EHS wordt 12,7 % van het gebiedsareaal met matige en sterke kwel (427.582 ha) door ontijzering bedreigd. In gebieden met sterke kwel lijkt dit probleem voorlopig nog niet actueel. Door de ontijzering komt er meer P beschikbaar en dat heeft gevolgen voor de P beperkende vegetatie.

Als de infiltratie groter is dan de kwelstroom kan ontijzering optreden (Kemmers et al., 2002). Het is echter niet bekend hoe snel het ontijzeringsproces verloopt en in welk tijdsbestek een bodem ontijzerd kan raken. Los van de snelheid van de bodem-chemische en fysische processen zal ook de voorraad ijzeroxiden in de bodem daarbij een rol spelen. Het is niet irreëel te veronderstellen dat het ontijzeringsproces ruwweg in een tijdsbestek van 4 à 5 decennia kan verlopen. Door ontijzering vindt een verschuiving plaats van een natte basenrijke, mesotrofe, P-beperkte standplaats naar een natte, zure en oligotrofe standplaats met een N-beperking. Met name beekdalen in het pleistoceen en boezemgraslanden in het holoceen worden door dit proces bedreigd.

Afname van kwel gaat vaak gepaard met peilverlaging waardoor grondwater niet meer de wortelzone bereikt en de stroomrichting omkeerd. Regenwater zal de dominante watervorm worden waarbij naast ontijzering ook verzuring kan optreden. Door de uitspoeling van basen zijn veel oorspronkelijk kwelgevoede standplaatsen verzuurd. Als gevolg van verzuring vermindert ook de mineralisatie en daarmee de beperkende factor van de vegetatie van P beperkend naar N en/of K beperkend. Welk proces, de ontijzering of mineralisatie, de botanische kwaliteit van vegetatietypen in betreffende terreinen sterk aangetast is niet helemaal duidelijk.

4.4 Aanvoer en vrijkomen van nutriënten door inlaat gebiedsvreemd water

In grote delen van Nederland en in veel laagvenenwateren in het bijzonder wordt in de zomermaanden water ingelaten om verdroging te voorkomen en worden zodanig bedreigd door eutrofiëring (Koerselman & Verhoeven, 1993; Lamers et al. 1996; Meuleman et al., 1996; Lamers et al. 2001, 2006). Eutrofiëring van laagvenen kan veroorzaakt worden door 1) een te hoge input van voedingsstoffen (externe eutrofiëring) en/of 2) een versnelde interne kringloop van voedingsstoffen in de bodem, ten gevolge van een wijziging van de milieuomstandigheden (interne eutrofiëring; Figuur 6). Het relatieve belang van de interne en externe eutrofiëring hangt af van het veentype en het stadia van successie tijdens de verlandingsreeks.



Figuur 6 Schematische weergave van de interne (2) en de externe (1) eutrofiëring in een veenplas (Uit: Michielsen et al. 2007).

Belangrijke bronnen van externe eutrofiëring zijn atmosferische depositie en eutroof grond- en oppervlaktewater. Het is moeilijk om algemene conclusies te trekken over de voedingsstoffenbelasting van laagvenen. Er zijn immers grote regionale verschillen te verwachten door verschillend landgebruik, bodemsoort en hydrologie. Veranderingen in waterkwaliteit en – kwantiteit zoals het inlaten van gebiedsvreemd water beïnvloeden de snelheid van de processen als de beschikbaarheid van stikstof (Lamers et al. 2001).

Uit Tabel 2 blijkt dat de aanvoer van N hoog is en voornamelijk afkomstig is van de atmosferische depositie. Afvoer komt tot stand door het jaarlijks maaien en wordt het hooi met daarin aanwezige voedingsstoffen afgevoerd. Daardoor is de N-balans min of meer in evenwicht. Voor fosfor vindt netto afvoer plaats en treedt verschromping op: de afvoer door hooi is groter dan de aanvoer. Zonder maaien ontwikkelen de meeste laagveenwateren zich tot broekbossen.

De beschikbaarheid van voedingsstoffen wordt niet uitsluitend bepaald door de externe aanvoer, maar ook door bodemprocessen zoals microbiële afbraak van organisch materiaal, waarbij N en P in een voor de plant opneembare vorm vrijkomen. Doordat in laagvenen per definitie een grote hoeveelheid nutrienten in organisch gebonden vorm opgeslagen ligt, zijn de decompositiesnelheden en de deels mineralisatiesnelheid belangrijk voor de beschikbaarheid van stikstof. De afbraak wordt bepaald door het vochtgehalte, de pH en de temperatuur (Kemmers & Jansen, 1985). Het gedrag van P is ingewikkelder dan van N, omdat het bij de microbiële afbraak vrijkomende fosfaat op verschillende wijzen geadsorbeerd kan worden aan mineralen (chemisorptie) en weer geïmmobiliseerd kan worden in organische stof.

Tabel 2 Stikstof en fosforaanvoer en afvoer van drie verschillende laagveensystemen. Waarden in kg/ha (Bron: Koerselman & Verhoeven, 1993).

Natuurgebied	Stobbenribben	Westbroek	Molenpolder
	mesotroof trilveen	mesotroof, kwel gevoed trilveen	eutroof trilveen gevoed met eutroof Vechtwater
	Stikstof		
Aanvoer			
Atm. Dep	45	42	44
Grondwater	0	20	0
Oppervlaktewater	11	1	7
N-fixatie	20	13	2
TOTAAL	76	76	53
Afvoer			
Grond- en opp.water	8	21	10
Denitrificatie	n.b.	1	1
Maaien	57	66	38
TOTAAL	65	88	49
VERSCHIL	+11	-12	+4
	Fosfor		
Aanvoer			
Atm. Dep	0.3	0.7	0.6
Grondwater	0.0	0.5	0.0
Oppervlaktewater	0.4	0.1	0.5
TOTAAL	0.7	1.3	1.1
Afvoer			
Grond- en opp.water	1.3	0.7	1
Maaien	3.2	5.6	3.9
TOTAAL	4.5	6.3	4.9
VERSCHIL	-3.8	-5.0	-3.8

In metingen in de Geerplas bleek dat interne eutrofiëring kwantitatief het belangrijkste probleem is in sommige plassen. De aanvoer van P door de interne bronnen is echter groter dan door de externe aanvoer van nutriënten (Michielsen et al. 2007; Figuur 6). Al jaren bestaat het vermoeden dat toename van de voedselrijkdom in oppervlaktewater in veengebieden voor een deel door versnelde afbraak van het veen zelf wordt veroorzaakt. Een combinatie van goed uitgevoerde maatregelen om de aanvoer van fosfor in de Geerplas te minimaliseren leidde slechts tijdelijk tot een sterke verbetering van de waterkwaliteit. De natuurlijke veenbodem zelf bleek na verloop van tijd zoveel fosfor te produceren dat de waterkwaliteit slechter werd dan ooit. Bestrijding van de externe aanvoer van nutriënten kan zinloos zijn zonder aanpak van de interne bronnen.

Adsorptie is ten dele een reversibel proces: wanneer de milieucondities veranderen kan desorptie optreden waardoor fosfaat opnieuw beschikbaar komt voor opname door de plant. Een verandering van milieumomstandigheden kan zowel de mineralisatie als de chemisorptie beïnvloeden, en daarmee de voedselrijkdom van de standplaats. Uit Tabel 3 blijkt dat voor de drie veengebieden de interne voedingsstofbronnen belangrijker zijn dan de externe aanvoer van voedingsstoffen. Tabel 3 verklaart ook waarom het trilveen in de Molenpolder een eutroof karakter heeft, en beide andere trilvenen een mesotroof: dit is het gevolg van de enorme afgifte van N en P

vanuit de bodem in het Molenpolderveen. De meest waarschijnlijke verklaring voor de waargenomen effecten is dan ook dat inundatie met sulfaatrijk Vechtwater dat leidt tot desorptie van Fe(II)-fosfaten, waarbij fosfaat wordt vrijgemaakt.

Het sulfaatgehalte van het gebiedsvreemd water is belangrijk bij het extra beschikbaar komen van P. Experimenten bevestigen dit ook met ongestoorde bodemplaggen uit kwelgevoede veengronden uit Tienhoven en een hydrologisch neutrale veengronden uit de Weerribben (Lamers, 2001).

4.5 De inputs geven de aanvoer van voedingsstoffen via neerslag, grond- en oppervlakAanvoer nutriënten bij overstroming

In beekdalsystemen is overstroming een natuurlijk proces en levert het een bijdrage aan de hydrologie zoals locale en regionale kwel dat ook doen. Echter bij het toelaten van overstromingen in het kader van natuurontwikkeling en/of waterberging kan dat gevolgen hebben voor de nutriëntenhuishouding. Omdat de oppervlaktewaterkwaliteit vaak rijk is aan voedingsstoffen als stikstof en fosfor kan bij het herstel van overstromingen dat echter leiden tot ongewenste eutrofiëringseffecten.

De aanvoer van voedingsstoffen vindt voornamelijk in vaste vorm plaats gebonden aan het sediment (Sival et al., 2002, Runhaar et al., 2004). De aanvoer van voedingsstoffen is niet altijd bekend en getallen zijn schaars. Uit recente studies langs de grote rivieren komen de volgende waarden. Door overstroming van het Waal of IJsselwater kan de aanvoer van stikstof op jaarbasis 25-145 kg/ha en van fosfor 10-60 kg/ha zijn (Olde Venterink et al., 2002). Deze waarden komen overeen met metingen in Denemarken (Kronvang, 2003; 2007) waarbij bij overstroming met het sediment vele tientallen kilogrammen fosfaat per hectare (tot 65 kg/ha) kunnen worden afgezet. In de Drentse Aa zijn in 2003 in een overstromingsgrasland vergelijkbare waarden gemeten van 5-90 kg N/ha.jr en 2-45 kg P/ha.jr. (Sival et al., 2005; 2009). Dicht bij de beek, op de oeverwal, worden de grootste hoeveelheden gevonden. De oeverwal is een zandige voedselarme afzetting dichtbij de rivier die als gevolg van de huidige overstroming voedselrijker wordt. Het meeste sediment met voedingsstoffen wordt daar afgezet (Maas et al., 2003; Stuyfzand et al., 2008; Sival et al., 2009). De reden van de hoogste voedingstoevoer is niet alleen de hoeveelheid klei maar ook het hoge percentage organische stof, vaak 40-50 % van het totale gewicht. Opvallend is dat de hoeveelheden aangevoerd stikstof vergelijkbaar zijn met de hoeveelheid atmosferische depositie en het soms ook overtreft.

Door bevoeiing blijven minder voedingsstoffen in het grasland achter dan door overstroming. Metingen in een vergelijkbare periode in 2005 langs de Reest gaven voor N ca. 9 kg/ha en voor P ca. 1 kg/ha (Kemmers, persoonlijke mededeling). Door een gecontroleerde aanvoer zullen minder voedingsstoffen in het grasland worden aangevoerd.

Eutrofiëring vindt pas echt plaats als de aanvoer (overstroming + atmosferische depositie) de afvoer (maaien en afvoeren) overtreft (Tabel 3) en de aanvoer via lucht en

oppervlaktewater de kritische N-depositie waarden overtreft (Van Dobben en Hinsberg, 2008). De kritische P-externe aanvoer is nog onbekend. De hoogste sedimenta-tieaanvoer van N is gemeten langs de oeverwal en overtreft de atmosferische deposi-tie soms wel drie keer. Vooral in de natuurgebieden langs de Drentse Aa en de Beerze is de N aanvoer door overstroming extreem hoog. In de andere natuurterreinen is de hoogste aanvoer lager dan de atmosferische depositie. De laagste N aanvoer is gemeten op de plekken die het verst van de beek af liggen.

Tabel 3 Aanvoer en afvoer van N en P in verschillende overstromingsgraslanden in Nederlandse beekdalen. (Bron: Sival et al., 2005; Stuyfzand et al., 2008; Sival et al. 2009)

Beekdal	Natuurterrein	Sediment (aanvoer)		Vegetatie (afvoer)		meetjaar
		N (kg/ha)	P(kg/ha)	N(kg/ha)	P(kg/ha)	
Drentse Aa	Kappersbult	1-91	1-50	25-105	2-45	2004, 2005
Reest	Havikshorst	10-17	1-3	35-100	5-13	2004, 2005
Dommel	Dommelbeemden	5-13	1-8	30-80	2-11	2005
Beerze	Smalbroeken	18-100	3-34	35-60	5-10	2004, 2005
Overijsselse vecht	Rheezermaten	10-23	1-3	50-85	4-9	2004

Het beheer in de meeste onderzochte terreinen bestond uit maaien met afvoeren. Zelfs dat kon de aanvoer door overstroming en atmosferische depositie niet altijd compenseren, uitgaande dat er geen nalevering uit de bodem plaatsvond.

De aanvoer door overstroming is ongeveer gelijk aan de afvoer door maaien met afvoeren met uitzondering van de oeverwal langs de Drentse Aa en de Beerze.

Eutrofiering kan ook optreden doordat P meer beschikbaar komt als gevolg van reductieprocessen van ijzerverbindingen mede door de aanvoer van sulfaatrijkwater oppervlaktewater (§ 4.4) of het terugdringen van kwel door de aanvoer van oppervlaktewater. Van beide processen is nog niet duidelijk wat het kwantitatieve effect is op de P beschikbaarheid in beekdalen.

Daarnaast kunnen soorten ook indirect, via de standplaatscondities als voedselrijkdom en zuurgraad, profiteren van overstromingen. In de beekdalen en boezemlanden zijn de relatief productieve dotterbloemhooilanden en grote-zeggenvegetaties in natuurlijke situaties afhankelijk van de nutriëntenaanvoer met oppervlaktewater. Langs de Vecht en de Dinkel is overstroming vooral belangrijk voor de instandhouding van droge soortenrijke graslanden waar de aanvoer van basenhoudend sediment plaatst vind (Hommel et al., 1996).

4.6 Conclusie

De P beschikbaarheid in voormalige landbouwgronden wordt voornamelijk bepaald door de tijdens landbouw periode opgebrachte hoeveelheid fosfaat; het tijdstip van uit productie nemen; de mate van vernatting en de grondsoort: hoog bij vernatting en Fe arme zandgronden.

Aanvoer van gebiedsvreemd water resulteert in interne eutrofiëring in laagveen systemen als het water hoge concentraties sulfaat bevat.

Door verdroging zijn er bodemeigenschappen onomkeerbaarheid verandert. Voor de ijzer- en kaliumhuishouding zijn daar aanwijzingen voor die verder onderzocht kunnen worden.

Door overstroming kunnen grote hoeveelheden N en P worden aangevoerd. Voor stikstof vergelijkbaar met de atmosferische depositie en voor P vele malen groter. Daarnaast kan de P beschikbaarheid groter worden door het wegdrukken van kwel door oppervlaktewater.

5 Verdroging en verontreiniging

5.1 Inleiding

Verontreinigingen als zware metalen en organische verbindingen als PCB zijn vooral van invloed op de fauna en voornamelijk ook de grazers als koeien, paarden, konijnen en hazen. Door vernatting als gevolg van gebruiksverandering, omzetten van landbouw naar natuur, of waterberging kunnen die verbindingen beschikbaar komen.

5.2 Mobilisatie gifstoffen door vernatting voormalige landbouwgronden

Mobilisatie van gifstoffen als zware metalen vinden plaats wanneer voormalige landbouwgronden worden ingericht voor natuur. De landbouwgronden zijn verrijkt met zware metalen door bemesting, atmosferische depositie van verkeer en industrie en/of sedimentatie door overstroming (Römkens, 1998; Römkens et al., 2006). Bij het stopzetten van landbouw stopt ook de bekalking wat een pH verlaging tot gevolg heeft. Onder zure omstandigheden, als de pH onder de 6 zakt, zijn de zware metalen Cd, Zn en Cu beter beschikbaar en kunnen opgenomen worden door de vegetatie en de fauna. Na 20 tot 30 jaar daalt de pH van 6 naar 4.

Zware metalen worden door de mens in verhoogde concentraties in het milieu gebracht. Arseen (As) is een essentieel element dat relatief weinig toxisch is. Bij Chronische vergiftiging treden stofwisselingsstoornissen, verminderde eetlust, vermagering, stoornissen in het maagdarmkanaal, voortplantingsstoornissen, afsterving van klierweefsel, huidafwijkingen. Gestoorde ontwikkeling van bloedcellen, degeneratie van lever en nieren, rode slijmvliezen, onregelmatige en verzwakte hartslag en zenuwandoeningen op (Stoop & Rennen, 1992). Cadmium (Cd) accumuleert in zoogdieren primair in de lever en de nieren. Dit kan leiden tot een aantasting van de nierfunctie bij concentraties in de nieren van circa 350 mg/kg d.s. (Cooke & Johnson, 1996). Verschijnselen van verminderde eetlust en groeisnelheid, stoornissen van de nieren en geslachtsontwikkeling en huid- en gewichtsproblemen (Stoop & Rennen, 1991). Koper (Cu) is een essentieel element. Koperdeficiëntie kan leiden tot bloedarmoede en verminderde groei, melkproductie, vruchtbaarheid en gewichtsproblemen. Symptomen van chronische kopervergiftiging bij runderen zijn verminderde eetlust en melkproductie, hemolyse, geelzucht, versnelde ademhaling, verhoogde gevoeligheid voor infecties, verminderd voortplantingssucces, nefrose (Stoop et al., 1993). Kwik (Hg) veroorzaakt vooral neurologische gedragsstoornissen (coördinatie) en gewichtsverlies. Lood (Pb) veroorzaakt in zoogdieren een scala aan subletale verschijnselen, waaronder bewegingstoornissen, bloedarmoede, hypertensie, neurotoxiciteit, nierbeschadiging, verminderde groei en melkproductie en stofwisselingsstoornissen (Ma, 1996). Zink (Zn) is een essentieel element dat relatief weinig toxisch is voor zoogdieren. Zinkdeficiëntie leidt tot een geremde groei en ontwikkeling. Chronische vergifti-

ging leidt tot verzwakte afweersystemen en allerlei algemene verschijnselen van afwijkende eetlust tot gedrag.

Stoffen die zich in opgeloste vorm in het poriewater van de bodem bevinden kunnen door de planten via het wortelstelsel worden opgenomen. Door adsorptie aan kleideeltjes en organische stof kan de beschikbaarheid voor opname door de plant echter aanzienlijk worden beperkt. De hoogte van de zuurgraad, het kleigehalte en het organische stof gehalte is in dat opzicht van belang. In het algemeen geldt dat zware metalen zich bij planten voornamelijk in de wortels accumuleren en in mindere mate in de bladeren en vruchten.

Ten aanzien van de opneembaarheid van zware metalen in planten geldt in het algemeen het volgende:

- Arseen wordt slechts in beperkte mate door plantenwortels opgenomen en accumuleert weinig in de bovengrondse delen.
- Cadmium wordt relatief gemakkelijk door plantenwortels opgenomen en naar bovengrondse delen getransporteerd. Daardoor kan de concentratie in de plant aanzienlijk oplopen.
- Koper wordt relatief gering door planten opgenomen. Het accumuleert voornamelijk in de wortels. Er vindt vrijwel geen translocatie naar andere plantedelen plaats.
- Kwik wordt in anorganische vorm niet of nauwelijks door plantenwortels opgenomen. Translocatie vanuit de wortels naar de rest van de plant is vrijwel nihil.
- Lood wordt in anorganische vorm slechts weinig door plantenwortels opgenomen. Alleen bij extreem hoge bodemconcentraties treedt enige translocatie naar de bovengrondse plantedelen op.

Zware metalen verontreiniging is een risico voor grazers die niet alleen de vegetatie maar ook grote hoeveelheden grond innemen. Wanneer geen begrazing plaatsvindt worden veel graslanden gemaaid en het gras als veevoer verkocht. Op die manier kunnen de zware metalen ook ingenomen worden door het vee. Of de metaalhoeveelheden te groot zijn is een veevoedernorm opgesteld. Zie verder rapport Römken, 2006 en voor de veevoedernormen. De norm voor gras is voor Cd 1.08 mg/kg droog gras (Sival et al. 2008). Bodemnormering is niet meer eenvoudig. Wetgeving is kortgeleden drastisch veranderd. Streef en interventiewaarden zijn nog de eenvoudigste en gelden nog steeds (VROM 4 feb 2000 Streef en interventiewaarden). Soms zijn advieswaarden (LAC) voor landbouw handiger. Zie ref. Romkens op website alterra. Voor gewassen voor humane consumptie is het eenvoudig (EU 466 2001 warenwet). Voor gewassen voor diervoeders is het ook eenvoudig (EU 2005 87 wijziging van 2002 32 diervoeding). Let wel. Die normen gelden voor producten en voer dat je verkoopt! Het geldt dus niet voor gras dat een koe eet, of wat een persoon uit een moestuin eet. Effect van vernatting op de beschikbaarheid van zware metalen is minder duidelijk.

5.3 Aanvoer toxische stoffen bij waterberging

Een probleem bij zowel bestaande als toekomstige overstromingsgebieden is dat in het oppervlaktewater aanwezige toxische stoffen ook kunnen doordringen in de overstroomde terrestrische systemen. In uiterwaarden van de grote rivieren heeft de afzetting van rivierklei onder meer geleid tot verhoogde gehalten aan zware metalen [en PCB's] die vooral van invloed zijn op predatoren als de Steenuil.

Uit recent onderzoek in overstromingsgraslanden van de Dommel en de Beerze zijn ook sterk verhoogde concentraties zware metalen Cd, Zn en Cu gevonden (Rietra et al., 2005; Römken et al., 2006; Sival et al., 2008). Beheer door middel van begrazing of maaien met afvoeren van die graslanden komt hierdoor onderdruk te staan doordat het gras gehalten zware metalen bevat die boven de veevoedernorm uitkomen. In hoeverre overstromingen met beek- en boezemwater elders zullen leiden tot vergelijkbare problemen is nog onduidelijk.

5.4 Conclusie

Bij het stopzetten van landbouw stopt ook de bekalking en ontwatering. Dit verhoogd de beschikbaarheid van de zware metalen Cd, Zn en Cu in een tijdbestek van 20 tot 30 jaar waarin de pH daalt naar 4.

Aanvoer en sedimentatie van zware metalen bij waterberging is bekend in rivier en beeksystemen. Vooral in Noord Brabant sedimenteert Cd, Zn en Cu (Dommel), Zn, Cu, en Ni (Beerze). Beheer komt hierdoor in de knel omdat de zware metalen door het gras opgenomen kunnen worden: veevoedernorm uitkomen.

Onduidelijk is of natuurlijke grazers leiden onder de verontreiniging. Afname aantallen en ziekten.

Onduidelijk is in hoeverre overstromingen met beek- en boezemwater elders zullen leiden tot vergelijkbare problemen.

6 Beleid en regelgeving ten aanzien van verdroging en andere milieuthema's

6.1 Verzuringsbeleid

Ter verbetering van de luchtkwaliteit en om de uitstoot van verzurende en vermes-tende stoffen terug te verminderen zijn dwingende landelijke wetten en regelingen opgesteld.

EU-richtlijn Nationale Emissieplafonds (NEC-richtlijn, EU, 2001)

Hierin is opgenomen dat op grond van de richtlijn Nederland de emissies van zwa-veldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x: 260 kton) en ammoniak (NH₃: 128 kton) ver-der moet reduceren tot 2010 (Milieubalans 2004). De emissieplafonds zijn resultaat-verplichtingen en juridisch bindend.

Wet ammoniak en veehouderij

In 2003 is de wet van kracht gegaan. Met het toetsingskader kan worden beoordeeld of veehouderijbedrijven in de buurt van VHR en Natura 2000-gebieden, voor zover het de ammoniakuitstoot betreft, zich mogen vestigen en mogen uitbreiden. Bedrij-ven met een emissie van 2000 kg ammoniak per jaar worden alleen buiten een zone van 1500 meter toegestaan (Milieubalans 2004)

E-PRTR (European Pollutant Release Transfer Register)

De E-PRTR is een Europese verordening. Vanaf 1 januari 2007 zijn intensieve vee-houderij bedrijven met meer dierplaatsen dan 40.000 pluimvee en/of 2.000 vleesvar-kens (>30 kg) en/of 750 zeugen verplicht hun emissies naar water, lucht en bodem per jaar te rapporteren aan de overheid. De gegevens worden in het Europees regis-ter opgenomen als de emissies van het bedrijf boven de emissiegrenswaarden voor ammoniak, fijnstof, methaan en/of lachgas uitkomen. Op deze wijze krijgen burgers en maatschappelijke organisaties toegang tot informatie over milieuvervuilende emis-sies in hun omgeving.

E-PRTR draagt bij aan de preventie en vermindering van milieuverontreiniging, le-vert gegevens aan beleidsmakers en maakt de inspraak van het publiek bij de besluit-vorming op milieugebied makkelijker.

6.2 Mestbeleid

Sinds de jaren 70-tig wordt middels wetgeving gewerkt aan schoner oppervlaktewater door middel van stikstofverwijdering bij de zuivering van stedelijk afvalwater, het beperken van overstorten en de aanpak van nog ongezuiverde lozingen in het bui-tengebied (Wet Verontreiniging Oppervlaktewater, WRO).

Mestwetgeving (EU nitraatrichtlijn)

Op 1 januari 2006 is het nieuwe mestbeleid ingegaan (Werking van de Meststoffenwet 2006; www.minlnv.nl). Dit nieuwe beleid was nodig omdat het Europees hof het oude (Minas) beleid onvoldoende uitwerking vond geven aan de Europese Nitraatrichtlijn.

Daarnaast was de beleidswijziging nodig om tijdig de nationale en Europese milieudoelen te kunnen bereiken. Het nieuwe mestbeleid is van toepassing op alle mest van dieren die bedrijfsmatig worden gehouden voor winst- of gebruiksdoeleinden.

Hiermee heeft het nieuwe mestbeleid een bredere invloed dan het oude beleid en valt mest van paarden ook onder de nieuwe regels. Nieuw in het beleid is ook dat er grenzen zijn gesteld aan de totale hoeveelheid dierlijke mest, stikstof en fosfaat die per bedrijf gemiddeld per hectare op het land mag worden gebracht (Gebruiksnormen).

Er zijn drie soorten gebruiksnormen:

1. Gebruiksnorm voor dierlijke meststoffen van 170 kilogram stikstof per hectare
2. Een stikstofgebruiksnorm; stikstof uit kunstmest en op de werkzame stikstof uit dierlijke mest en andere organische meststoffen. Voor stikstof zijn er normen die verschillen per gewas en per grondsoort.
3. Een fosfaatgebruiksnorm. De gebruiksnorm voor fosfaat begrenst de totale bemesting met fosfaat uit kunstmest, dierlijke mest en andere meststoffen die op een bedrijf gebruikt mogen worden. Deze norm verschilt voor grasland en bouwland. Met de Europese Commissie is afgesproken dat in 2015 voor fosfaat evenwichtsbeemesting moet worden bereikt. Dat betekent tot 2015 een geleidelijke aanscherping van de gebruiksnormen. Hiermee beoogt Nederland een bijdrage te leveren aan de ecologische opgave uit de Kaderrichtlijn Water die in 2015 en uiterlijk in 2027 moet worden geleverd.

Kaderrichtlijnwater (EU-KRW)

Sinds eind 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water van kracht (www.minlnv.nl). Die moet ervoor zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa in 2015 op orde is. Alle lidstaten hebben de opdracht om in 2009 met een concreet beheersplan te komen voor grond- en oppervlaktewater, het zogenaamde 'stroomgebiedbeheerplan'. In dit plan worden de waterkwaliteitsdoelen en de daarvoor benodigde maatregelen omschreven om alle wateren in 'goede toestand' te laten verkeren. Hiermee wordt bedoeld dat het (grond)water geen of weinig schadelijke stoffen bevat en dat het oppervlaktewater een gezonde leefomgeving biedt voor plant, dier en vis. Het eerste beheerplan geldt tot en met 2015, dan wordt er weer een nieuw plan voor de volgende zes jaar opgesteld. Deze internationale aanpak is gunstig voor Nederland dat immers deel uit maakt van vier internationale stroomgebieden (Rijn, Maas, Schelde en Eems) en via deze grote rivieren veel verontreinigingen ons land binnenkomen.

De Nederlandse waterbeheerders, zoals waterschappen, provincies en Rijkswaterstaat, denken gezamenlijk na over maatregelen om het water meer geschikt voor de leefomgeving van mens, dier en plant te maken. Bij het opstellen van de stroomge-

biedbeheersplannen zijn niet alleen de waterbeheerders betrokken, maar ook vertegenwoordigers van belangenorganisaties uit de landbouw, het bedrijfsleven, de recreatievaart, en van natuur- en milieuverenigingen.

6.3 Verdrogingsbeleid

De aanpak van de verdroging wordt sinds 1996 uitgevoerd in de natuurterreinen met een verdrogingsdoelstelling van 40% herstel in 2010 en op langere termijn het bereiken van gewenste milieucodities voor de EHS (GEBEVE-regeling). De aanpak ligt vast in plannen en beleid middels grondwatervergunningen, peilbesluiten en subsidies verdrogingsbestrijding en vallen onder de verantwoordelijkheid van provincies en van waterschappen. Ten aanzien van natuur zijn er geen dwingende eisen geformuleerd en is ter afweging aan de provincies en de waterschappen. Er zullen voorlopig geen initiatieven worden genomen om te komen tot een integrale waterwet (Vierde Nota Waterhuishouding). Wel wordt een project gestart om de samenhang tussen de verschillende waterwetten te versterken. Ontwikkelingen op het gebied van de financiering van het waterbeheer en de Europese regelgeving kunnen echter op termijn een verdere integratie van de huidige wetgeving tot gevolg hebben. Voor het realiseren van de verschillende plannen rond de grote watersystemen zal de methode van het open planproces worden gebruikt.

Advies Task Force Verdroging

Omdat in 2005 de realisatie van de verdrogingsbestrijding achterliep is gevraagd aan Task Force Verdroging om een advies uit te brengen over een betere realisatie van de verdrogingsbestrijding van natuurgebieden. In 2006 adviseerde Task Force Verdroging om vooral te concentreren op gebieden met buitengewoon grote natuurafhankelijke waarden. De provincies is toen gevraagd om een lijst met Top-gebieden op te stellen die voldoet aan:

- (1) aansluiting bij Natura 2000 en KRW-verplichtingen;
- (2) voldoende areaal;
- (3) kansrijke gebieden voor het uitvoeren van maatregelen;
- (4) kosteneffectiviteit;
- (5) voortbouwen op bestaande plannen (en bestuurlijke afspraken).

Rijk en provincies (en regionale partijen) binden zich op zo aan de gemaakte afspraken t.a.v. doelen, prestaties en middelen.

Natura 2000 en KRW bieden een goed kader om de verdrogingsbestrijding in gebieden met uitzonderlijk waardevolle natuur dwingender vorm te geven. Natura 2000 en de Kaderrichtlijn water (KRW) zijn nauw met elkaar verbonden. Alle Natura 2000-gebieden liggen in een stroomgebied van de Kaderrichtlijn Water. De KRW ziet erop toe dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa in 2015 op orde is. Belangrijk instrumenten hierbij zijn de 'KRW stroomgebiedbeheersplannen'. Hierin staan afspraken over de te behalen kwantitatieve en kwalitatieve waterdoelen en de weg daar naartoe.

Veel van de Natura 2000-doelen zijn afhankelijk van de watercondities in een Natura 2000-gebied. De afspraken die in KRW-kader worden gemaakt, moeten dus overeenstemmen met de Natura 2000-doelen. Dit vereist de nodige afstemming.

In dit kader worden drie typen Natura 2000-gebieden onderscheiden:

- Natura 2000-gebieden waarin de waterkwaliteit snel moet worden aangepakt ('sense of urgency'). Voor deze gebieden moeten de watercondities zo snel mogelijk, maar uiterlijk voor 2016, op orde worden gebracht;
- Natura 2000 gebieden met een status van 'TOP-gebied verdroging' (Task Force Verdroging, 2006) Dit zijn gebieden waar de verdroging een punt van zorg is. Voor de TOP-gebieden geldt dat de maatregelen tegen verdroging in 2015 moeten zijn gerealiseerd. Deze planning geldt ook voor TOP-gebieden buiten de Natura 2000-begrenzing;
- Overige Natura 2000-gebieden met een wateropgave. Hier gaat het om de overige gebieden met een wateropgave volgens het 'Natura 2000 Doelendocument'. Ook in deze gebieden zijn optimale watercondities voor Natura 2000 van belang. In deze gebieden worden de beheermaatregelen op langere termijn ingevuld.

Per Natura 2000 gebied zijn de vereiste watercondities en de mogelijke maatregelen beschreven in KIWA&EGG (2007).

WB21

In 1999 is de Commissie Waterbeheer 21^{ste} eeuw bijeengekomen en adviseerde het kabinet hoe het huidige waterbeheer aan te passen voor de toekomstige klimaatveranderingen. Het klimaat in Nederland zal de komende decennia aanzienlijk veranderen. Die verandering zal zich uiten in nattere winters, drogere zomers en een stijgende zeespiegel. Tegelijkertijd daalt de Nederlandse bodem. Omstandigheden met extreem grote wateraanvoer en extreem kleine wateraanvoer zullen vaker optreden.

Om wateroverlast tegen te gaan in benedenstroomse gebieden-en om verdroging te bestrijden- zal het noodzakelijk zijn om het water langer vast te houden en de berging in rivier-, in beekdalen of in polders te vergroten. Daarbij wordt met name gedacht aan combinatie met de functies landbouw en natuur.

6.4 Effect van beleid op de verschillende milieuthema's

Een volledige kwantificering van de effecten van dat beleid op de verschillende milieuthema's is nog niet uitvoerbaar, maar er kan wel een semi-kwantitatieve schatting worden gemaakt. In Tabel 4 wordt het effect beschreven in hoeverre beleidsmaatregelen gunstig of ongunstig uitwerken op verzuring, vermesting en verontreiniging. Opvallend is dat het huidige EU-beleid voor de milieuthema's verzuring, vermesting geen effect hebben op de waterhuishouding. Omgekeerd heeft het nationaal als het regionaal Verdrogingsbeleid, door verhoging van het peil en toename kwel, wel effect op de andere milieuthema's en voornamelijk positieve. Als ware lift het verzurings en vermestingsbeleid mee: positieve meekoppeling. Echter wat betreft de P-huishouding is er een negatieve koppeling.

Tabel 4 Effecten van beleidsmaatregelen op diverse milieuproblemen

Beleid	Milieuthema			Waterhuishouding	
	verzuring	vermesting	verontreiniging	verdroging	vernatting
EU-beleid					
EU-KRW	geen	afname	afname	geen	geen
Meststoffenwet (EU nitraatrichtlijn)	afname	afname	afname	geen	geen
Verzuringsbestrijding (NEC richtlijn)	afname	afname	afname	geen	geen
Natura 2000	geen	geen	geen	geen	geen
Nationaal beleid					
Verdrogingsbestrijding (o.a. TOP gebieden sinds 1996)	afname	afname N; toename P	geen	afname	toename
GGOR	afname	afname N; toename P	geen	afname	toename
WB21	afname	toename	toename	afname	toename
Natuurbeschermingswet, EHS					
Regionaal beleid					
peilbesluit	afname	toename	toename	afname	toename
vergunningen grondwa- teronttrekking	afname	toename	toename	afname	toename

6.5 Conclusie

Een belangrijk verschil in het beleid ten aanzien van verdroging ten opzichte van het beleid voor andere milieuthema's is dat de beleidsverantwoordelijkheid grotendeels ligt bij de lagere overheden (provincies en waterschappen), en dat geen sprake is van dwingende maatregelen en duidelijk resultaatverplichtingen zoals dat wel geldt ten aanzien van het mestbeleid en oppervlaktewaterverontreiniging. Dat is waarschijnlijk mede een oorzaak voor het feit dat er nog maar zowenig voortgang is geboekt bij de verdrogingsbestrijding.

Opvallend is, dat beleid gericht om het hydrologische probleem aan te pakken een positief effect hebben op het milieuprobleem verzuring. Beleid om de verdroging te verminderen, door verhoging van het peil en toename kwel, heeft een positief effect op de verzuring en negatief zijn voor de vermesting en verontreiniging. Echter beleid gericht om het milieuprobleem aan te pakken heeft geen of een minder effect op de hydrologische problemen.

7 Discussie

7.1 Verdroging en atmosferische depositie

Als wordt gekeken naar de invloed van verdroging en verzuring op de landelijke diversiteit aan hogere planten is de conclusie op basis van de in deze studie uitgevoerde analyse dat effecten van verdroging minstens zo groot, en waarschijnlijk groter zijn dan die van verzuring. Bij een groot aantal soorten die in hun voortbestaan worden bedreigd of ernstig worden bedreigd, vormt verdroging de belangrijkste oorzaak van hun achteruitgang in het verleden. Uit de analyses van de rodelijstsoorten komt naar voren dat vooral soorten van natte schraalgraslanden, duinvalleien en broekbossen door verdroging ernstig bedreigd zijn geworden (zie Tabel 5 in Bijlage 1; pagina 68). Hoewel het gaat om relatief kleine oppervlakten is de invloed op de natuur groot omdat de biodiversiteit van deze systemen groot is en er veel soorten zijn die van deze systemen afhankelijk zijn (waaronder veel orchideeën, zeggen en biesen). Rodelijstsoorten van de droge systemen als droge heischrale graslanden en heide worden vooral bedreigd door depositie. Het zijn ecosystemen die over het algemeen soorten-arm zijn, maar die soms wel een groot oppervlakte innemen (heide en bossen op arme zandgrond). Soorten van natte heide en natte heischrale graslanden en soorten van zwak gebufferde wateren zijn bedreigd door zowel verdroging als depositie.

Juist op de plekken die een grote biodiversiteit vertegenwoordigen, namelijk door grondwater gebufferde voedselarme en natte milieus, kan verdrogingsbestrijding door herstel van kwelstromen een effectief middel vormen om verzuring en vermessing door atmosferische depositie tegen te gaan. Dat is althans de conclusie die getrokken kan worden uit het feit dat een groot deel van de best ontwikkelde natte schraalgraslanden ligt in gebieden met een hoge tot zeer hoge atmosferische depositie.

Omgekeerd heeft verminderde atmosferische depositie slecht een beperkte invloed op de effectiviteit van verdrogingsbestrijding. Verminderde depositie leidt niet de terugkeer van aan natte condities gebonden soorten. Wel zal in regenwatergevoede, niet of zwak gebufferde milieus de verdrogingsbestrijding naar verwachting meer positieve effecten hebben op de plantengroei naarmate de depositie minder is.

7.2 Verdroging en oppervlaktewaterverontreiniging

Veel problemen met de inlaat van water in natuurgebieden worden primair veroorzaakt door de slechte waterkwaliteit. Wat betreft de vermesting lijkt de uitspoeling van meststoffen naar het oppervlaktewater en de lozing van meststoffen met effluent uit waterzuiveringsinstallaties het grootste knelpunt te zijn. De daardoor veroorzaakte eutrofiering van het oppervlaktewater vormt ook een belangrijke oorzaak voor verdroging. Dat geldt met name voor de laagveenmoerasgebieden, waar al eeuwen water wordt ingelaten om te compenseren voor wegzijging naar omliggend polders

en waar problemen met de inlaat pas zijn begonnen met de verslechtering van de waterkwaliteit in de jaren 60 van de vorige eeuw. De invloed van de kwaliteit van het Rijnwater lijkt in de afgelopen jaren te zijn afgenomen, omdat water van de Rijn tegenwoordig meestal minder nutriënten bevat dan het regionale oppervlaktewater (Zwolsman, 1996). Naast de nutriënten kan het inlaatwater ook hoge sulfaatconcentratie hebben. De hoge sulfaatconcentraties kunnen P mobiliseren waardoor de vermeting nog sterker toeneemt.

De invloed van verdroging op het vermetingsprobleem lijkt beperkt, doordat de vermeting door de afbraak van organisch materiaal slecht zeer lokaal een probleem vormt met weinig uitstraling naar andere gebieden. Een uitzondering vormt mogelijk de uitspoeling van sulfaat, gevormd bij droogvallen van sulfide- en pyriethoudende bodemlagen. Het is niet duidelijk in welke omvang het grondwater is verontreinigd door sulfaat en in welke mate dit een bedreiging vormt voor natuurgebieden die worden gevoed door grondwater.

Vernatting kan potentieel leiden tot vermetingsproblemen. Dat geldt in de eerste plaats voor ‘vernatting’ door overstromingen, zoals die plaatsvinden ten behoeve van waterberging. In potentie wordt daarmee een aanzienlijk deel van de Nederlandse natuur potentieel beïnvloed. Door overstromingen kunnen grote hoeveelheden met name stikstof het gebied in worden gebracht, wat eutrofiëring van de oeverwal en de overstromingsgraslanden tot gevolg heeft. Een verkennende studie geeft aan dat meer productieve systemen als dotterbloemhooilanden en zeggenmoerassen waarschijnlijk goed zijn te combineren met overstroming, zelfs bij overstroming van redelijk eutroof water, maar dat laagproductieve systemen als blauwgraslanden en heischrale graslanden waarschijnlijk zeer gevoelig zijn. Over de eutrofiëring van overstromend oppervlaktewater is nog weinig bekend. Daardoor is moeilijk te achterhalen of de huidige normen voor nutriënten in oppervlaktewater voldoende bescherming geven tegen eutrofiëringseffecten. In de huidige situatie zijn de normen voor stromende oppervlaktewateren als beken afgestemd op organismen in de beek zelf, uitgaande van gehalten in het water in de zomer. En dat terwijl bij overstromingen juist gehalten in de winter bij piekafvoeren, wanneer veel sediment wordt opgewerveld en door overstorten veel nutriënten worden geloosd op het oppervlaktewater, bepalend zijn (zie eindrapport Pilotpramma Waterberging, resultaten monitoring Beerze in Stuyfzand et al., 2008).

Ook de vernatting van voormalige landbouwgronden kan leiden tot een toename van het vermetingsprobleem door de toename in beschikbaarheid en uitspoeling van fosfaat naar het oppervlaktewater. Of dit kan leiden tot een significante verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit is echter niet op voorhand duidelijk en dient dus in deze studie verder onderzocht te worden. Daarbij zou ook aandacht moeten worden besteed aan de mogelijkheden om via peilbeheer en periodieke droogval uitspoeling van fosfaat te voorkomen, dan wel te voorkomen dat vrijkomend fosfaat in het oppervlaktewater terecht komt. Versnelde uitspoeling van fosfaat is vooral een probleem voor de oppervlaktewaterkwaliteit en aquatische ecosystemen. In de natuurontwikkelingsgebieden zou het theoretisch ook een positieve bijdrage kunnen

leveren aan de vermindering (op middellange termijn) van aanwezige nutriëntenvoorraden.

7.3 Verdroging en verontreiniging

De invloed van verdroging en vernatting op verontreiniging is beperkt. Zoals aangegeven in par. 5 is de vorming van potentieel giftige gereduceerde verbindingen een natuurlijk kenmerk van natte systemen en kan het ontstaan van dergelijke stoffen bij het herstel of de ontwikkeling van natte standplaatsen dus moeilijk als milieuprobleem worden opgevat. Anders ligt dit bij de vernatting van voormalige landbouwgronden, waar vernatting zou kunnen bijdragen aan een verhoogde mobiliteit van toxische stoffen. Bij waterberging worden ook stoffen aangevoerd in hoeveelheden die de bodemgehalten overtreffen. Tevens kan door overstroming de toxische stoffen verspreid worden door het oppervlaktewater. De aanvoer van zware metalen kan gevolgen hebben voor het beheer van de graslanden. Directe inname van verontreinigende stoffen door grazend vee of door inname van maaisel kan gezondheidsrisico's hebben waarbij de veevoedernorm wordt overschreden.

7.4 Beleid ten aanzien van verdroging

Het belang van verdrogingsbestrijding voor de instandhouding van de biodiversiteit komt niet tot uiting in de wet- en de regelgeving. Waar er ten aanzien van de atmosferische depositie en verontreiniging van het oppervlaktewater bindende landelijke richtlijnen zijn, zijn er ten aanzien van verdrogingsbestrijding geen bindende richtlijnen, en wordt de invulling van de verdrogingsbestrijding grotendeels overgelaten aan provincies en waterschappen. Hoewel de kosten van verdrogingsbestrijding beperkt zijn in vergelijking tot bijvoorbeeld de kosten die gemoeid zijn met de vermindering van de atmosferische depositie (zie studie IPO nav ILG) blijft de uitvoering van de verdrogingsbestrijding sterk achter bij de officiële beleidsdoelstellingen. Door het rijk wordt via convenanten en subsidies druk uitgeoefend op provincies om de verdroging actief te bestrijden. Over de afgelopen 20 jaar zijn die middelen echter weinig effectief gebleken. Daarbij speelt waarschijnlijk een belangrijke rol dat op regionale en lokale schaal er vaak weinig draagvlak is voor vernattingsmaatregelen die leiden tot natschade in de omringende landbouwgebieden. Dat bemoeilijkt een effectieve aanpak van de verdroging, omdat juist de oppervlaktewaterpeilen in de omgeving vaak een groot knelpunt vormen (Kiwa & Egg, 2006), dat in de meerderheid van de onderzochte Natura 2000 gebieden de te lage omgevingspeilen een groot tot zeer groot knelpunt vormen.

De Habitatrichtlijn biedt de kans om in gebieden met natuur van internationaal belang de verdrogingsbestrijding een meer dwingend karakter te geven, omdat het behalen van de Europese doelstellingen niet mogelijk is zonder een effectieve verdrogingsbestrijding. Dat sluit in principe goed aan op het voorstel van de Taskforce Verdroging (2006) om de verdrogingsbestrijding te concentreren op gebieden met hoge grondwaterwaterafhankelijke natuurwaarden. De lijst van zogenaamde Top-

gebieden die is opgesteld door de Taskforce overlapt voor een groot deel met lijst van Natura 2000 gebieden.

De Habitatrictlijn kent duidelijk resultaatverplichtingen in de vorm van instandhoudingsdoelen. De instandhoudingsdoelen ten aanzien van de habitattypen zijn in de in de landelijke regelgeving niet een op een doorvertaald naar verplichtingen op het gebied van waterbeheer. Dat is binnen de taakverdeling tussen overheden ook lastig, omdat de resultaatverplichting ten aanzien van de instandhoudingsdoelen geldt voor de nationale overheid, en niet voor de provincies en waterschappen die de verantwoordelijk hebben voor het regionale grond- en oppervlaktewaterbeheer. Het is daarom niet zeker dat de landelijke instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de natuur ook zullen worden doorvertaald naar de benodigde maatregelen om de verdroging te bestrijden. Bij de beoordeling van de beheerplannen voor de Natura 2000 gebieden zal moeten worden nagegaan of hierin voldoende maatregelen zijn opgenomen om de benodigde waterhuishoudkundige condities te realiseren, om op basis hiervan te kunnen beoordelen en of aanpassingen in de huidige taakverdeling en regelgeving nodig zijn om de verdrogingsdoelstellingen voor grondwaterafhankelijke natuur van nationaal of internationaal belang te kunnen realiseren.

Kennislacunes

1. In grote lijnen is er voldoende kennis ontwikkeld over processen rond verdroging, vermessing en verzuring. De details zijn echter veel minder goed bekend. Een voorbeeld: bij de aanvoer van sulfaatrijk, gebiedsvreemd water komt fosfor vrij. Bij welke sulfaatconcentraties dit gebeurt en in hoeverre de grondsoort hierbij een rol speelt is niet altijd in voldoende mate bekend.
2. Bestrijding van verdroging op natuurterreinen heeft soms een gunstige uitwerking op verzuring en andere milieuthema's. Waar lukt dat wel, waar niet en hoe kunnen die verschillen worden verklaard? Zoals in gebieden met een hoge N-depositie komen - in strijd met onze intuïtie - natuurterreinen voor met hoge biodiversiteit.
3. Wat zijn de zuiveringsmogelijkheden van overstromingsvlakten van uitspoelend grond-/oppervlaktewater uit omliggende landbouwgebieden, voordat het naar het oppervlaktewater (bijvoorbeeld een nabijgelegen beek) stroomt? In hoeverre kan periodieke droogval voorkomen dat fosfaat vrijkomt uit natte natuurontwikkelingsgebieden op voormalige landbouwgronden? En kan gecontroleerde uitspoeling van fosfaat onder natte condities ook een positieve bijdrage leveren aan de gewenste vershraling van voormalige landbouwgronden?
4. Wat zijn de eutrofiërende effecten van overstroming met oppervlaktewater op terrestrische ecosystemen, en wat is het effect van de hydrologische situatie. In hoeverre worden in de huidige normen voor nutriënten in oppervlaktewater voldoende rekening gehouden met de eutrofiërende werking van het sediment?

8 Conclusies en aanbevelingen

- ☐ verdroging vormt een belangrijke oorzaak voor achteruitgang van de biodiversiteit; als wordt gekeken naar de invloed op de diversiteit aan hogere planten is de invloed van verdroging minstens zo groot als of groter dan de invloed van vermessing en verzuring
- ☐ verdrogingsbestrijding kan een belangrijke bijdrage leveren in het tegengaan of verminderen van de effecten van atmosferische depositie; uit de studie blijkt dat door grondwater gebufferde voedselarme systemen veel minder gevoelig zijn voor verzuring en vermessing dan op basis van kritische deposities mogelijk zou kunnen worden aangenomen
- ☐ omgekeerd heeft het tegengaan van atmosferische depositie nauwelijks of geen mitigerende of versterkende invloed op de effecten verdroging, omdat minder input van stikstof geen compensatie kan vormen voor lagere grondwaterstanden of verminderde aanvoer van grondwater
- ☐ waar het gaat om vermessing van oppervlaktewater is er wel een duidelijke interactie tussen vermessing en verdroging
- ☐ deels is dat al opgenomen in de definitie van verdroging, omdat inlaat van voedselrijk oppervlaktewater in gebieden met een natuurfunctie is opgenomen in de definitie van verdroging
- ☐ daarnaast kan vermessing van oppervlaktewater een negatieve rol spelen bij herstel van overstromingen, doordat als gevolg van aangevoerde nutriënten eutrofiering optreedt
- ☐ nog onduidelijk is welke eisen aan oppervlaktewater en beeksediment moeten worden gesteld om eutrofiering in overstromingsvlakten te vermijden
- ☐ wel is duidelijk dat in de huidige normstelling geen rekening wordt gehouden met eutrofieringseffecten bij overstroming, en dat de gekozen parameters (nutriëntengehaltes in oppervlaktewater in de zomer) volstrekt ongeschikt zijn om iets te kunnen zeggen eutrofieringseffecten in overstromingsvlakten
- ☐ ook bij verontreiniging ligt de voornaamste interactie met verdrogingsbestrijding in de aanvoer van verontreinigingen met inlaat van water en overstroming; en ook hier geldt dat bij de normering onvoldoende rekening is gehouden met effecten die kunnen optreden in overstromingsvlakten
- ☐ het grote belang van verdrogingsbestrijding komt niet tot uiting in wet- en regelgeving ten aanzien van ingrepen die aan de verdroging ten grondslag liggen; waar er bij verzuring en vermessing duidelijke richtlijnen zijn en resultaatverplichtingen, is er bij verdrogingsbestrijding vooral sprake van doelstellingen en inspanningsverplichtingen
- ☐ als gevolg daarvan is bij de bestrijding van verdroging in de afgelopen 20 jaar weinig vooruitgang geboekt
- ☐ de Habitatrichtlijn biedt de kans om in Natura 2000 gebieden de verdrogingsbestrijding te intensiveren omdat hier wel sprake is van resultaatverplichtingen; succes is echter niet verzekerd omdat verplichtingen ten aanzien van de instandhouding van habitattypen niet zijn doorvertaald naar inspanningsverplichtingen ten aanzien van het waterbeheer; op basis van de ingediende beheerplannen zal kritisch moeten worden nagegaan of huidige regelgeving volstaat of dat alsnog resultaatverplichtingen moeten worden opgelegd.

Geraadpleegde bronnen

- Baaijens, G.J., F.H. Everts, A.P. Grootjans. 2001. Traditionele bevoeding van grasland. Rapport OBN-18. EC-LNV, Wageningen.
- Bakker, C. 2005. Key processes in restoration of wet dune slacks. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam.
- Beugelink, G.P. en F.A.M. Claessen (eds) (1995). Operationalisatie van 25%-doelstelling Verdroging; maatregelen, kosten en effecten. Achtergronddocument verdroging MV3/ENW. RIVM (rapportnr. 715 001 001); RIZA nota nr 95.029, Bilthoven/Lelystad.
- Bootsma, M., M.J. Wassen en A. Jansen. 2000. De Biebrza-vallei als ecologische referentie voor Nederlandse beekdalen. Landschap 2: 113-130.
- Chardon, W.J. & F.P. Sival. 2003. Fosfaat: knelpunt voor realisering EHS op voormalige landbouwgronden? De Levende Natuur 6: 267-271.
- CUWVO, 1994. Landelijke Watersysteemrapportage 1993, RIZA, z.p.l.v. 79 p.
- Delft, S.P.J., R.H. Kemmers & A.G. Jongmans. 2005. Pyrietvorming in relatie tot interne eutrofiëring en verzuring. Alterra-rapport 1161, Wageningen.
- Delft, S.P.J. van, P.C. Jansen & R.H. Kemmers. 2003. Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermeting op water, bodem en vegetatie in Groot Zandbrink; Evaluatie na twaalf jaar, Alterra-rapport 706, Wageningen
- Dijk, van J. 2006. The effects of increased groundwater levels on biogeochemical and ecological characteristics of degraded peat meadows. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam.
- Dijk, van J. 2008. Vernatting in het westelijk veenweidegebied. Landschap 1: 5-15.
- Dobben, H.F., E.P.A.G. Schouwenberg, J.P. Mol, H.J.J. Wieggers, M.J.M. Jansen, J. Kros en W. de Vries, 2004. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. Rapport 953. Alterra, Wageningen.
- Dobben, van H.F. & A. van Hinsberg. 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 1654, Wageningen.
- Duren, van I. 2000. Nutrient limitation in drained and rewetted fen meadows. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Eekeren, N. van. 2003. Evenwichtige vershraling van natuurgebieden: voordeel voor natuur en landbouw. Pilotstudy bij het Hengstven, projectrapportage 2002. Louis Bolk Instituut Driebergen.

- Grootjans, A.P., P.C. Schipper & H.J. van der Windt, 1985. Influence of drainage on N mineralization and vegetation response in wet meadows. I. *Calthion palustris* stands. *Oecologia Plantarum* 6: 403-417.
- Grootjans, A.P., P.C. Schipper & H.J. van der Windt, 1986. Influence of drainage on N mineralization and vegetation response in wet meadows. II. *Cirsio-Molinetum* stands. *Oecologia Plantarum* 7: 3-14.
- Jansen, P.C., R.H. Kemmers, P.W.F.M. Hommel & S.P.J. van Delft. 2000. Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en water in Groot Zandbrink; Evaluatie na negen jaar. Alterra-rapport 16, Wageningen.
- Hefting, M.M. 2003. Nitrogen transformation and retention in riparian buffer zones. Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht
- Hommel, P.W.F.M., A.H. Prins & H.P. Wolfert, 1996. Stroomdalgraslanden en rivierdynamiek. Behoud en ontwikkeling van bloemrijke graslanden langs de Boven-Dinkel. *Landschap* 13: 299-316.
- Kemmers, R.H. & P.C. Jansen, 1985. Hydrologie in relatie tot de beschikbaarheid van vocht en voedingsstoffen voor natuurlijke begroeiing. *Cultuurtechnisch Tijdschrift* 24(4): 195-211.
- Kemmers, R.H. & P.C. Jansen, 1985. Stikstofmineralisatie in onbemeste halfnatuurlijke graslanden. Instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding (ICW), nieuwe serie nr. 14, Wageningen.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft en P.C. Jansen, 2001. Productiviteit van korte vegetaties en beperkende factoren in relatie tot voedselrijkdom en vochttoestand van natuurterreinen. Rapport 257, Alterra Wageningen.
- Kemmers, R.H., P.C. Jansen, S.P.J. van Delft en F. de Vries, 2002. Bloedarmoede in het Nederlandse Landschap. Ontijzering van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen. Rapport 370, Alterra Wageningen.
- Kemmers, R.H. & S.P.J. van Delft, 2003. Evaluatie van de basen- en voedingstoestand tien jaar na herstelmaatregelen in enkele OBN-referentieprojecten van natte schraalgraslanden. Rapport 784, Alterra Wageningen.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, F.P. Sival & P.C. Jansen, 2003. Effecten van bevoeiing op de basen- en voedingstoestand van verzuurde en verdroogde beekdalgraslanden. Rapport 748, Alterra Wageningen.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft & P.C. Jansen, 2003. Iron and sulphate as possible key factors in restoration ecology of rich fens in discharge areas. *Wetlands Ecology and Management* 11: 367-381
- Kemmers, R. & F.P. Sival, 2004. Gevolgen van waterberging voor de natuur. *H₂O* 8: 32-35.
- Kemmers, R.H. & S.P.J. van Delft (subm) Humus forms linking nutrient availabilities in soils and primary production of fen meadows. *Plant and Soil*.

- Kemmers, R.H., J. Bloem, J.H. Faber & G.A.j.m. Jagers op Akkerhuis. 2007. Bodemkwaliteit en bodemdiversiteit bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Alterra-Rapport 1523, Alterra, Wageningen
- Kemmers, R.H. & J. Nelemans. 2007. Vergroting van de fosfaatadsorptiecapaciteit en afname van de chemische beschikbaarheid van fosfaat in gronden door wisselvochtigheid; Resultaten van desorptie- en adsorptie-experimenten met zand-, klei- en veengrond. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1546
- Kiwa & EGG. 2006. Knelpunten- en kansenanalyse Natura 2000 gebieden. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit; Directie Natuur. Den Haag.
- Koerselman, W. & J. Verhoeven, 1993 Eutrofiëring van laagvenen. Interne of externe oorzaken? Landschap 10 (4): 31-43.
- Kronvang, B., 2003. Functioning and importance of lowland river floodplains as sinks for sediment, organic matter and nutrients during flooding. Proceedings ECOFLOOD conference "Towards natural flood reduction strategies", Warsaw, 6-13 sept 2003.
- Kronvang, B., I.K. Anderson, C.C. Hoffman, M.L. Pederson, N.B. Ovesen & H.E. Anderson. 2007. Water exchange and deposition of sediment and phosphorus during inundation of natural and restored lowland floodplains. Water Air and Soil Pollution 181: 115-121.
- Lamers, L.P.M., A. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs, 1996. Sulfaatrijkverrijkt water als inlaatwater? De rol van waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. Landschap 13/3, 169-180.
- Lamers, L.P.M., 2001. Tackling biogeochemical questions in peatlands. Proefschrift Katholieke universiteit Nijmegen.
- Lamers, L.P.M., M. Klinge & J. Verhoeven, 2001. OBN Preadvies Laagveenwateren. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Lamers, L.P.M., E. Lucassen, A. Smolders & J. Roelofs. 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij "nieuwe natte natuur". H₂O 17: 28-30.
- Lamers L. (red.), J. Geurts, B. Bontes, J. Sarneel, H. Pijnappel, H. Boonstra, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, B. Kuijper, H. Esselink & J. Roelofs. 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN eindrapportage 2003-2006 (fase 1). Ministerie van LNV, directie Kennis. Rapport nr. 2006/057-O.
- Lindsay, W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. Wiley, New York [etc.]
- Maas, G.J., B. Makaske, P.W.F.M. Hommel, B.S.J. Nijhof, H.P. Wolfert. 2003. Verstoring en successie. Alterra-rapport 759, Wageningen.
- Meijden, R. van der, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. Gorteria 26 (4): 85-208.
- Meuleman, A., B. Beltman & R. Scheffer. 1996. Aanvoer van gebiedsvreemd water. Landschap 13(3): 181-191.

- Michielsen, B., L.M.F. Lamers & F. Smolders. 2007. Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H₂O* 8: 51-54.
- Milieubalans 2004. Milieu- en Natuurplanbureau. RIVM, Bilthoven
- Milieubalans 2006. Milieu- en Natuurplanbureau. MNP publicatienummer 500081001. RIVM, Bilthoven
- Mouissie, A.M., J. van Belle, R. van Diggelen, J. Knol 2008. Nutriëntenverwijdering in moerassen langs de Hunze. Onderzoeksresultaten en aanbevelingen voor plan Tusschenwater. Grontmij, Houten.
- Olde Venterink, H., 2000. Nitrogen, phosphorus and potassium flows controlling plant productivity and species richness. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Olde Venterink, H., J.E. Vermaat, M. Pronk, F. Wiegman, G.E.M. van der Lee, M.W. van den Hoorn, L.W.G. Higler & J.T.A. Verhoeven. 2002. In: Hoekstra, A., H. Olde Venterink, E. Ruijgh & G. van der Lee (eds.). Evaluation of floodplain management strategies: the added value of wetland rehabilitation. IRMA-SPONGE project No. 8. Final report.
- Projectteam Verdroging. 1989. Verdroging en natuur en landschap in Nederland-beschrijving en analyse. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.
- Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römken & F.P. Sival. 2005. Cadmium in bodem en gewas op zes graslandlocaties in het natuurgebied de Malpiebeemden. Briefadvies Alterra, Wageningen.
- Römken, P.F.A.M., 1998. Effect of land use changes: on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Römken, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., & F.P. Sival. 2006. Cadmium in Bodem en gras in het natuurgebied in en nabij de Malpiebeemden: Onderzoek naar de kwaliteit van veevoer in relatie tot gezondheidsrisico's voor grazers. Alterra rapport 1299, Wageningen.
- Runhaar, J. & P.C. Jansen, 2004. Overstroming en vegetatie. Vergelijkend onderzoek in 5 beekdallocaties. Rapport 1079. Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., G. Arts, W. Knol en N. van den Brink, 2004. Waterberging en natuur. Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders. Rapport 2004-16. STOWA, Utrecht.
- Runhaar, J., W. van Landuijt, C.L.G. Groen, E.J. Weeda en F. Verloove, 2004. Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria* 30(1): 12-26.
- Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, G.W.W. Wamelink en E.P.A.G. Schouwenberg, 2005. Hotspots floristische biodiversiteit. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT). Rapport 9. Wageningen.
- Schoumans, O.F. 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4, Wageningen.

- Smolders F., A. E. Lucassen, H. Tomasen, L. Lamers & J. Roelofs. 2006. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. Vakblad Natuur Bos en Landschap 4: 5-11.
- Sival, F.P. & Grootjans, A.P. 1996. Dynamics of seasonal bicarbonate supply: effects on organic matter, nitrogen and mesotrophic calciphilous dune slack vegetation. *Vegetatio* 126: 39-50.
- Sival, F.P., P.C. Jansen, B.S.J. Nijhof & A.H. Heidema. 2002. Overstroming en Vegetatie: literatuurstudie over de effecten van overstroming op de voedselrijkdom en zuurgraad. Alterra rapport 335, Wageningen.
- Sival, F.P. & W.J. Chardon. 2002. Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in relatie tot de beschikbaarheid van fosfaat. SKB rapport SV-511. CUR, Gouda.
- Sival, F.P., B. Makaske, G.J. Maas & J. Runhaar. 2005. Floodplain sedimentation regulating vegetation productivity on small rivers? NCR-publication 26-2005. Wageningen.
- Sival, F.P., M.J.P.M. Riksen, L. Verbeek & E. van der Lippe. 2008. Hermeandering, waterberging en natuurontwikkeling in het Beerzedal: case de Logtse Baan. Alterra-rapport 1576, Wageningen.
- Sival, F.P., G.J. Maas, B. Makaske & R. Engelbertink. 2009. Overstroming en vegetatie: sedimentatie en productiviteit. Alterra rapport 1604. Wageningen.
- Sival, F.P., R.P.J.J. Rietra en M.J.P.M. Riksen, 2008. Risico's van zware metalen in sediment in het natuurontwikkelingsgebied de Logtse Baan. Alterra rapport 1605. Wageningen.
- Structuurschema Groene Ruimte 2 : samen werken aan groen Nederland. 2002. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag 160 pag.
- Stuyfzand, S., Manen, van H., R. van Eck, F. Sival, E. Eigenhuijsen, M. Riksen. 2006. Tussenrapport 2005: Beerze. Rijkswaterstaat RIZA Werkdocument nr. 2006.048.X, Alterra intern rapport, Wageningen.
- Stuyfzand, S., Ek van, R. M. & J. Klein (Eds). 2008. Praktijkervaringen met waterberging en natuur in een beekdal. Achtergrondrapport Beerze. RWS Waterdienst rapport nr. 2007.014; Alterra rapport 1631, Wageningen.
- Stuyfzand, S. (Ed). 2008. Praktijkervaringen met waterberging en natuur in een beekdal. Hoofdrapport pilotprogramma waterberging en natuur. RWS Waterdienst rapport nr. 2007.011; Alterra rapport 1632, Wageningen.
- Stuurgroep Milieutekorten. 2007. Kosten realisatie milieu- en watercondities EHS en VHR. IPO, VROM, LNV, V&W, UvW, Den Haag.
- Van Dam, D., H.F. van Dobben, C.J.F. ter Braak en T. de Wit, 1986. Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio* 65: 47-52.
- Velthof, G.L. 2003. Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden, Alterra rapport 769, Wageningen.

- Wassen, M.J., 1996. Nat, eutroof en helder. Hydro-ecologie van een nagenoeg natuurlijke overstromingsvlakte. Landschap 13: 193-206.
- Wassen, M.J., H. Olde Venterink, E.D. Lapshina & F. Tanneberger, 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. Nature 437 (sept. 2005): 547-550.
- Wienk, L.D., J.T.A. Verhoeven, H. Coops & R. Portielje, 2000. Peilbeheer en nutriënten. Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA rapport 2000.012
- Zwolsman, J.J.G., 1996. Chemische kwaliteit van de Rijkswateren. Landschap 13/3: 133-144.

Bijlage 1 Verdroging en depositie als oorzaken voor achteruitgang in de floristische biodiversiteit

Inleiding

Om een beter beeld te krijgen van de relatieve invloed van verdroging en atmosferische depositie op de biodiversiteit van Nederland is voor de meest bedreigde plantensoorten (categorie 'bedreigd' en 'ernstig bedreigd' volgens de Rode Lijst, Van der Meijden et al. 2000) geschat wat de meest bepalende factor is voor de achteruitgang van de soorten. In totaal vallen 200 soorten in deze categorie. Een eerste indeling naar oorzaken van achteruitgang heeft plaatgevonden door Han Runhaar, de lijst is daarna gecorrigeerd en aangevuld door Eddy Weeda, auteur van de Oecologische Flora.

Voor een groot aantal van de bedreigde en ernstig bedreigde soorten vormen bemesting en ontginning van extensief gebruikte landbouwgebieden de belangrijkste oorzaken voor achteruitgang. Ook zijn er veel soorten die hier aan de rand van hun areaal voorkomen en altijd een onbestendig voorkomen hebben gehad, en waarvan onduidelijk is het verdwijnen berust op toeval, veranderingen in klimatologische omstandigheden of het gevolg is van andere oorzaken. Bij een zestigtal soorten is echter aannemelijk dat verdroging en verzuring en vermessing door atmosferische depositie belangrijke oorzaken vormen voor de waargenomen achteruitgang. Deze soorten zijn weergegeven in tabel B1.1, met een opgave of verdroging dan wel depositie naar verwachting de belangrijkste oorzaak vormen voor de opgetreden achteruitgang (score 1) dan wel een mogelijke (mede)oorzaak vormt voor de achteruitgang (score 2). Daarnaast is als achtergrondinformatie over de standplaatsvoorkeur van soorten ook de indeling in ecologische groepen volgens Runhaar et al. (2004) aangegeven. Ten behoeve van onderstaande toelichting zijn soorten op basis van een gemeenschappelijk verspreidingspatroon en standplaatsvoorkeur samengenomen in een aantal groepen.

Toelichting op toedeling soorten

Soorten op natte schraalgraslanden, duinvalleien en broekbos

Zeer gevoelig voor verdroging zijn soorten van natte gebufferde standplaatsen (ecologische groepen P22, G22, H22 en G23) die onder meer voorkomen in natte schraalgraslanden, duinvalleien en broekbossen. Een groot aantal soorten van natte schraalgraslanden en duinvalleien waren aan het begin van de 20^e eeuw al sterk achteruitgegaan door bemesting en ontginning, en zijn na 1950 uit de resterende blauwgraslandreservaten en duinvalleien verdwenen door verdroging. Een aantal duinvalleisoorten heeft zich nog redelijk weten te handhaven in natte duinvalleien in het Waddengebied en op Voorne, zoals bijvoorbeeld de Groenknolorchis (*Liparis loeselii*), Dwergvlas (*Radiola linoides*) en Moerasgamander (*Teucrium scordium*). Soorten die alleen in het binnenland voorkwamen in natte door basenrijke grondwater gevoede blauwgraslanden en trilveentjes zijn vaak nog sterker achteruitgegaan of vrijwel uitgestorven, zoals Breed en slank Wollegras (*Eriophorum latifolium* en *E. gracile*), Vetblad (*Pinguicula vulgaris*) en Gele en Tweehuizige zegge (*Carex flava* en *C. dioica*). In de broekbossen is het aantal bedreigde soorten gering, het gaat alleen om Klein glidkruid (*Scutellaria minor*, komt behalve in broekbossen ook voor in natte schraalgras-

landen) en Knikkend nagelkruid (*Geum rivale*). Bij beide soorten vormt ontwatering de belangrijkste oorzaak voor achteruitgang.

Soorten op duinvalleiranden, vroongronden en kalkgraslanden

Een aantal soorten van matig gebufferde, vochtige standplaatsen komt vooral voor in overgangsmilieus zoals langs de randen van duinvalleien in oppervlakkig ontkalkte duinen (G42/G23) en in de deels ontkalkte of met ontkalkte leem bedekte bovenrand van kalkgraslanden (G42/G43). Ze komen daar voor in overgangen tussen kalkrijke en kalkarm, en, in het geval van de duinen, tussen nat en droog. Door hun binding aan dergelijke smalle gradiëtsituaties zijn ze waarschijnlijk extra gevoelig voor milieuveranderingen. Een aantal van de in tabel B1.1 genoemde soorten, te weten Grote muggenorchis (*Gymnadenia conopsea*) en Groene nachtorchis (*Dactylorhiza viridis*), kwam vroeger ook voor in vochtige beekdalgraslanden maar is daar door bemesting en verdroging verdwenen.

Van de echte kalkgraslandsoorten (G43) is het alleen bij Stengelloze distel (*Cirsium acaule*) waarschijnlijk dat atmosferische depositie een (mede-)oorzaak vormt voor de achteruitgang. Deze soort is door zijn lage groeivorm afhankelijk van een zeer open vegetatiestructuur en is dus extra gevoelig is voor toename van de productiviteit onder invloed van stikstofbemesting. Er zijn nog een aantal andere kalkgraslandsoorten die vallen onder categorieën bedreigd en ernstig bedreigd, waaronder een aantal orchideeënsoorten, maar deze doen het vaak opvallend goed in goed beheerde en herstelde kalkgraslanden, en er is dus weinig reden om aan te nemen dat atmosferische depositie een belangrijke rol heeft gespeeld in hun achteruitgang. Veranderingen in het beheer (bemesting en intensivering landgebruik of juist extensivering landgebruik en dichtgroeien vegetatie) lijken bij deze soorten een belangrijker oorzaak van achteruitgang in het verleden.

Soorten in bossen, zomen en struwelen op zwak gebufferde vochtige bodem

Waarschijnlijk heeft atmosferische depositie ook een rol gespeeld bij de achteruitgang van een aantal soorten die in het verleden redelijk veel voorkwamen in zoomvegetaties langs bossen op zwak gebufferde leemgrond, zoals in het Rijk van Nijmegen, en die zonder duidelijk aanwijsbare oorzaak achteruit zijn gegaan of verwenen. In ieder geval bij de Duitse brem (*Genista germanica*) en Knollathyrus (*Lathyrus linifolius*) is achteruitgang door atmosferische depositie zeer waarschijnlijk omdat ze als stikstofbindende soorten extra gevoelig zijn voor verzuring en vermesting. Bij lage pH stokt de stikstofbinding en bovendien verliezen ze bij stikstofbemesting hun concurrentievoordeel ten opzichte van niet-stikstofbindende soorten. Een wat afwijkend patroon heeft Klein wintergroen (*Pyrola minor*) dat gebonden is aan noord-Nederland en daar voorkomt in bossen en in kruipwilgstruwelen op de Waddeneilanden

Soorten op droge heischrale graslanden en heide

Bij een aantal soorten van droge heischrale graslanden en droge heide (ecologische groepen G41, G62, G42 en G62) vormt atmosferische depositie waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak van achteruitgang. Dat geldt in ieder geval voor Rozenkransje (*Antennaria dioica*) en de Grote wolfsklauw (*Lycopodium clavatum*) waarvan door Van Dam et al. (1986) is aangetoond dat de achteruitgang samenhangt met verzuring door atmosferische depositie (toen nog grotendeels bestaande uit SO₂). Rozenkransje is inmiddels vrijwel geheel uit het binnenland verdwenen en komt alleen nog op de

Waddeneilanden voor. Bij de twee andere wolfsklauwsoorten in tabel B1.1 (Dennewolfsklauw, *Huperzia selago*, en Kleine wolfsklauw, *Lycopodium tristachyum*) konden de onderzoekers geen significante samenhang met atmosferische depositie aantonen. Gezien de overeenkomst in standplaatsvoorkeur en voortplanting met Grote wolfsklauw lijkt het echter niet onwaarschijnlijk dat ook bij deze soorten depositie een belangrijke oorzaak vormt voor de opgetreden achteruitgang. De andere in tabel B1.1 genoemde soorten van droge heide en droge heischrale graslanden zijn door Van Dam et al. niet onderzocht.

Soorten van natte heide en natte heischrale graslanden

Onder de bedreigde en ernstig bedreigde soorten is slechts een viertal soorten van natte heide en heischrale graslanden (G21 en G41/G42). Behalve grondwaterstands-daling speelt bij de meeste van deze soorten ook verzuring een rol, waarbij de verzuring zowel veroorzaakt kan zijn door verdroging (wegvallen lokale kwel) als door atmosferische depositie. Bij Wolverlei (*Arnica montana*) is door Van Dam et al (1986) een significant verband met zure depositie aangetoond.

Soorten van zwak gebufferde wateren

Met name in zwak gebufferde wateren (ecologische groepen W12 en V12) zijn er veel soorten die sterk zijn achteruitgegaan als gevolg van verzuring door atmosferische depositie, waaronder Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*), Oeverkruid (*Littorella uniflora*) en Biesvaren (*Isoetes lacustris* en *I. echinospora*) (Roelofs en Bloemendaal 1988). Naast atmosferische depositie speelt bij een aantal soorten ook verdroging door grondwaterstands-daling en verzuring en vermesting door het wegvallen van kwel een rol. In het merendeel van de zwak gebufferde vennen zijn genoemde soorten verdwenen door verzuring en stikstofbemesting als gevolg van atmosferische depositie. Een aantal soorten van iets sterker gebufferde wateren als Oeverkruid, Stijve waterweegbree (*Echinodorus ranunculoides*) en Teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*) heeft zich in duinplasjes op de Waddeneilanden redelijk kunnen handhaven dankzij de grotere buffering door bodem en grondwater en de mindere depositie in het Waddengebied. Wel hebben ze daar te leiden gehad van grondwaterstands-daling.

Tabel 5 Overzicht van door verdroging en atmosferische depositie bedreigde of ernstig bedreigde plantensoorten. 1 = verdroging of depositie hoofdoorzaak achteruitgang, 2 = verdroging of depositie waarschijnlijk (mede-)oorzaak achteruitgang. eco1 t/m eco 4: ecol

nummer	Latijnse naam	RL2000	eco1	eco2	eco3	eco4	verdroging	depositie
Soorten van natte schraalgraslanden, duinvalleien en broekbos								
223	Carex dioica	EB	G22				1	
236	Carex hostiana	BE	G22				1	
255	Carex pulicaris	BE	G22				1	
272	Carum verticillatum	EB	G22				1	
416	Drosera longifolia	EB	G22				1	
478	Eriophorum latifolium	EB	G22				1	
942	Pinguicula vulgaris	EB	G22				1	
950	Platanthera bifolia	BE	G22	G42			1	
1389	Viola persicifolia	BE	G22	G27			1	
240	Carex lepidocarpa	BE	G23				1	
438	Eleocharis quinqueflora	BE	G23	bG20			1	
471	Equisetum variegatum	BE	G23				1	
748	Liparis loeselii	BE	G23				1	
1272	Teucrium scordium	BE	G23				1	
233	Carex flava	BE	G27	G22	G23		1	
288	Anagallis minima	BE	P22	P42			1	
324	Cicendia filiformis	BE	P22				1	
686	Juncus pygmaeus	EB	P22				1	
689	Juncus tenageia	BE	P22	P27			1	
643	Hypericum canadense	EB	P22	P42			1	
677	Juncus capitatus	EB	P42	P22			1	
1038	Radiola linoides	BE	P42	P22			1	
477	Eriophorum gracile	EB	V12	G22			1	
597	Hammarbya paludosa	EB	V12	G22			1	
1174	Scutellaria minor	BE	H22	G22			1	
578	Geum rivale	EB	H47	H27			1	
Soorten van duinvalleiranden , vroongronden en kalkgraslanden								
593	Gymnadenia conopsea	EB	G43	G23			1	
608	Herninium monorchis	EB	G43	G23			1	
563	Gentianella campestris	EB	G42				2	
344	Dactylorhiza viridis	BE	G42				2	2
511	Euphrasia rostkoviana	EB	G42					1
561	Genista tinctoria	BE	G42	G43				2
1512	Ranunculus polyanthemoides subsp. polyanthemoides	EB	G43					2
330	Cirsium acaule	EB	G43					2
1244	Stachys officinalis	BE	G42					2
Soorten van bossen, zomen en struwelen op zwak gebufferde vochtige bodem								
559	Genista germanica	EB	G42					1
711	Lathyrus linifolius	EB	G42	H42				1
650	Hypericum pulchrum	BE	H62	G42	H42			2
1182	Selinum carvifolia	BE	G42	H42				2
1033	Pyrola minor	BE	H42	H62				2
778	Huperzia selago	EB	G41	H41				1

Soorten van droge heischrale graslanden en heide								
775	<i>Lycopodium clavatum</i>	BE	G61	G41	H61			1
776	<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	EB	G61					1
61	<i>Antennaria dioica</i>	EB	G62	G42				1
230	<i>Carex ericetorum</i>	BE	G62					2
1284	<i>Thymus serpyllum</i>	BE	G62					1
1313	<i>Tuberaria guttata</i>	EB	G62					2
905	<i>Orobancha rapum-genistae</i>	EB	H62	H61				2
Soorten van natte heide en natte heischrale graslanden								
1330	<i>Vaccinium uliginosum</i>	BE	G21	G41	H21		1	
858	<i>Narthecium ossifragum</i>	BE	G21				1	2
924	<i>Pedicularis sylvatica</i>	BE	G41	G42	G22	G21	2	2
93	<i>Arnica montana</i>	BE	G42	G41			2	2
Soorten van zwak gebufferde wateren								
993	<i>Potamogeton gramineus</i>	BE	W12	W16	W15		2	
429	<i>Echinodorus ranunculoides</i>	BE	W13	P23	W12	P22	1	2
753	<i>Littorella uniflora</i>	BE	W13	W12	P23	P22	2	1
1230	<i>Sparganium natans</i>	BE	W12	W15			2	2
399	<i>Deschampsia setacea</i>	EB	V12	P22			2	1
1149	<i>Scheuchzeria palustris</i>	EB	G22	G21	V12	V11	1	2
667	<i>Isoetes lacustris</i>	EB	W12					1
668	<i>Isoetes echinospora</i>	BE	W12					1
754	<i>Lobelia dortmanna</i>	EB	W12					1
1228	<i>Sparganium angustifolium</i>	BE	W12	W11				2
850	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	BE	W12	W15				2
1053	<i>Ranunculus ololeucos</i>	BE	W12	P22				1

Analyse per ecologische soortengroep

Op basis van de gegevens in tabel B1.1 is per ecologische soortengroep nagegaan hoeveel soorten ernstig zijn achteruitgegaan door verdroging en verzuring. Daarbij zijn een aantal groepen samengenomen:

- soorten van Gesloten korte vegetaties (G**) en van Pioniervegetaties (P**) zijn samengenomen tot soorten van Korte vegetaties (K);
- soorten van open Water (W**) en Verlandingsvegetaties (V**) zijn samengenomen tot soorten van Aquatische milieus (A**).

Omdat er twee gradaties zijn in de mate waarin soorten zijn aangetast door verdroging en depositie, en een soort kan zijn ingedeeld bij meerdere soortengroepen, is het niet mogelijk om zonder meer het aantal soorten te tellen dat is achteruitgegaan door verdroging en depositie. In plaats daarvan is een gewogen aantal soorten bepaald, uitgaande van de volgende wegingen:

(a) *weging op basis mate van beïnvloeding*

Soorten waarbij verdroging of depositie de belangrijkste oorzaak voor achteruitgang vormt (score 1 in tabel B1.1) telt één keer mee, soorten waarbij verdroging of depositie waarschijnlijk een (mede)oorzaak vormt tellen voor de helft mee.

(b) *weging op basis aantal soortengroepen*

Wanneer een soort maar bij 1 soortengroep is toegedeeld telt de soort 1 x mee. Als een soort in meerdere soortengroepen voorkomt worden weegwaarden toegekend volgens Tamis et. Al (2004); zie Tabel 6.

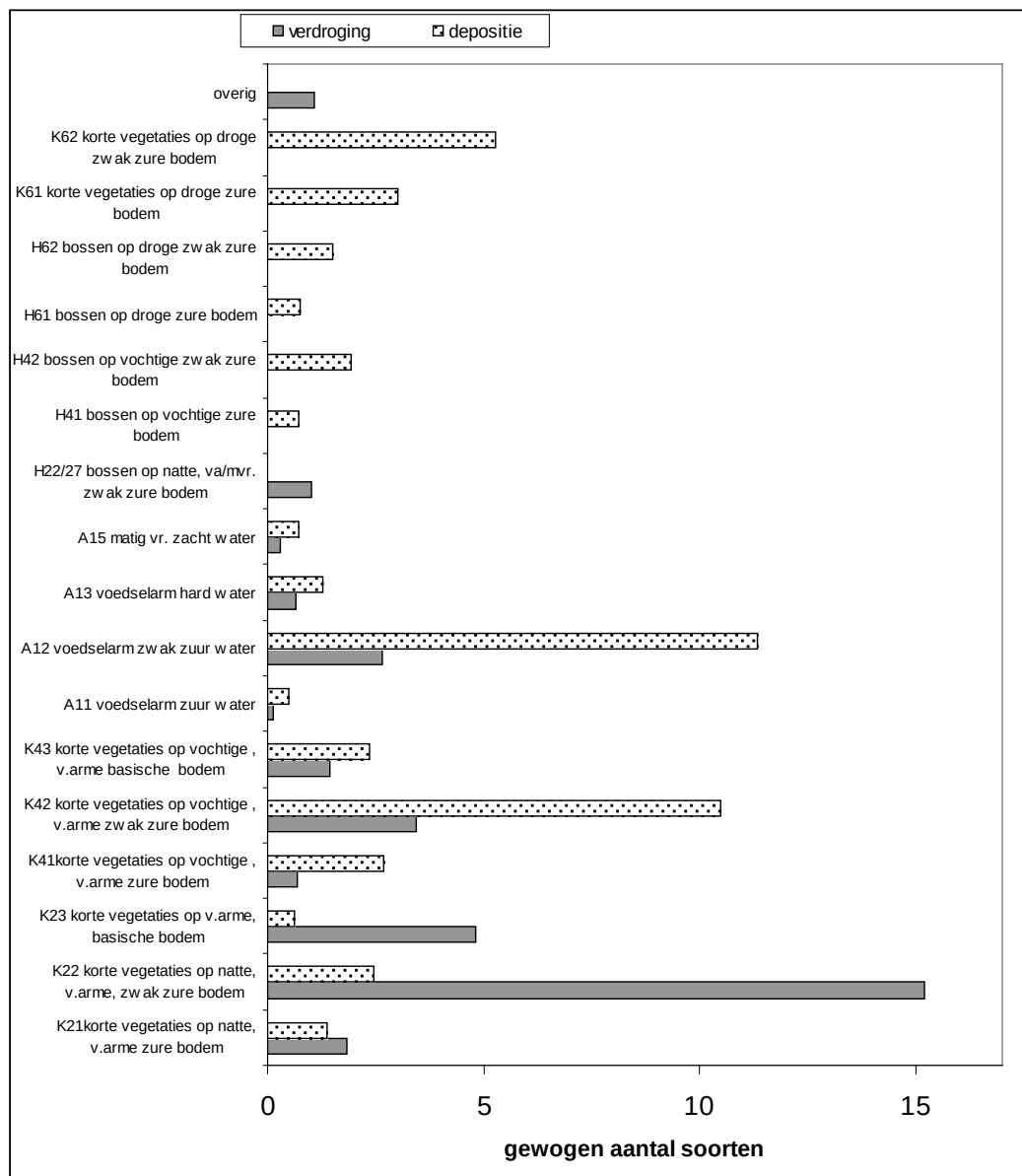
Tabel 6 Weegwaarden volgens Tamis et al. (2004), gebaseerd op de gemiddelde frequentieverdelingen waarmee soorten die zijn ingedeeld bij 1 tot 4 soortengroepen in de corresponderende ecotootypen voorkomen

Aantal groepen	Weegwaarden			
	Eco1	Eco2	Eco3	Eco4
1	1,00			
2	0,64	0,36		
3	0,50	0,30	0,20	
4	0,43	0,25	0,18	0,14

Resultaten

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 7. Te zien is dat in korte vegetaties op natte, voedselarme bodem (K21, K22, K23) en in broekbossen (H22/H27) grondwaterstandsaling en het wegvallen van kwel de hoofdoorzaak vormt voor de achteruitgang in biodiversiteit. Met name bij korte vegetaties op natte, zwak zure bodem (K22) zijn er veel soorten ernstig achteruitgegaan door verdroging. Dit heeft enerzijds te maken met de grote soortenrijkdom van natte schraalgraslanden, en anderzijds met de geringe omvang van de reservaten: als gevolg daarvan is de grondwaterhuishouding zeer gevoelig voor ingrepen van buitenaf, zoals ontwatering.

Atmosferische depositie vormt de belangrijkste oorzaak voor achteruitgang in voedselarme zwak zure wateren (A12), in korte vegetaties op vochtige, voedselarme, zwak zure bodem (K42) en in vegetaties op droge, voedselarme, zure tot zwak zure standplaatsen (K61, K62, H61, H62). Vooral in zwak gebufferde wateren (A12) en in heischrale graslanden (K42, K62) zijn veel soorten sterk achteruit gegaan door atmosferische depositie. Bij zwak gebufferde wateren zijn vrijwel alle soorten die gebonden zijn aan dit type wateren sterk achteruit zijn gegaan.



Figuur 7 Gewogen aantal soorten per ecologische soortengroep dat ernstig is achteruitgegaan door verdroging en atmosferische depositie