

Kritische depositiewaarde (KDW) voor kalktufbronnen: op weg naar meer zekerheid.



Opdrachtgever: Provincie Limburg • Projectnummer: 16.103
Rapportnummer: RP-16.103.17.11 • Auteurs: RB & GvD • Datum: 13-2-2017

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs en de opdrachtgever. Het is voor de opdrachtgever wel toegestaan de inhoud van deze rapportage met bronvermelding, te gebruiken voor andere publicaties.

Titel rapport: Kritische depositiewaarde (KDW) voor kalktufbronnen: op weg naar meer zekerheid.

Auteurs:

Roland Bobbink & Gijs van Dijk

Opdrachtgever:

Provincie Limburg

Rapportnummer: RP-16.103.17.11

Contactgegevens:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Contactpersoon:

Roland Bobbink
Tel: 024-2122206
r.bobbink@b-ware.eu
www.b-ware.eu

© Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen, 2017.

Inhoudsopgave

Inleiding	4
Opzet	5
Vraag 1.....	6
Vraag 2.....	8
Vraag 3.....	12
Vraag 4.....	14
Vraag 5.....	16
Literatuur	17

Inleiding

Kalktufbronnen met tufsteenformatie (Cratoneurion) vormen een zeldzaam, prioritair habitatype (H7220) dat in Europa onder bescherming is geplaatst van de Habitatrictlijn. In Nederland is het voorkomen beperkt tot Zuid-Limburg (Bunder- en Elslooërbos; Noorbeemden en lokaal in het Geuldal en het Geleenbeekdal). Deze bronnen hebben in Zuid-Limburg te maken met een hoge nitraatbelasting in het water. Een deel van deze belasting komt via atmosferische depositie en een ander deel is afkomstig van uitgespoelde meststoffen (via grondwater). Bij een te hoge stikstofbelasting verdwijnen de kenmerkende mossen, kan algenbloei optreden en neemt de kans toe dat de bronnen overschaduwd raken door nitraattolerante soorten, zoals Grote brandnetel (*Urtica dioica*). In de kalktufbronnen zelf is de afkomst van de stikstofcomponenten (uit de lucht of uit de landbouw) niet meer van elkaar te onderscheiden.

Eén van de belangrijkste bedreigingen van de biodiversiteit in Europa is de sterk toegenomen atmosferische N-depositie (Bobbink *et al.* 2010). De gevoeligheid van natuurlijke of halfnatuurlijke ecosystemen voor deze extra stikstoftoevoer is verschillend per systeem en kan worden vastgelegd in zogenaamde kritische depositiewaarden. De kritische depositiewaarde (KDW) voor habitattypen is gedefinieerd als: *de grens waarboven het risico niet kan worden uitgesloten dat de kwaliteit van het habitatype significant wordt aangetast als gevolg van de verzurende en/of vermestende invloed van de atmosferische stikstofdepositie* (Van Dobben *et al.*, 2012). Voor Kalktufbronnen is deze KDW in Nederland als volgt geformuleerd: “< 2.400 mol/ha/jaar?” (zie Dobben & Hinsberg, 2008; Van Dobben *et al.*, 2012) en bepaald aan de hand van een expertoordeel. Het vraagteken verwijst naar het feit dat het expertoordeel over de KDW voor het kalktufbronnen nog als zeer onzeker werd beschouwd (zie ook later). Los van de vraag waardoor kalktufbronnen het meest beïnvloed worden (stikstof uit de lucht of een belasting via uitspoeling van meststoffen uit agrarisch gebied), is het voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) van belang duiding te hebben van de gevoeligheid van het habitatype voor stikstofdepositie (later: N-depositie) uit de lucht. De in 2012 geformuleerde KDW is daarvoor erg vaag en zou - indien mogelijk - nader gepreciseerd moeten worden. Echter, de problematiek rondom het hanteren en bepalen van een KDW voor een (stromend) waterecosysteem is problematisch, aangezien de vegetatie / het habitat ook nog beïnvloed wordt door het van elders toestromend (grond)water. Daarom is gekozen om (in eerste instantie) te komen tot een norm voor de stikstofconcentratie in het bronwater, omdat je daar effecten van je maatregelen aan kan afmeten en toetsen. Verder is recent op initiatief van de provincie Limburg en OBN-onderzoek uitgevoerd naar een mogelijke norm voor de concentraties van stikstofverbindingen in het bronwater om hier in de toekomst eventuele maatregelen op te kunnen afstemmen (de Mars *et al.*, 2016).

Er bestaat dus duidelijk onzekerheid over de vastgestelde KDW voor dit Natura 2000-habitatype. In deze notitie wordt op verzoek van de provincie Limburg geprobeerd de volgende vragen te beantwoorden:

1. Wat zijn de achtergronden van de vaststelling van de KDW in relatie tot het habitatype H7220?
2. Hoe is de verhouding tussen stikstof (N) via de lucht en N via directe bronnen in de Zuid-Limburg context en wat is daarmee nu de noodzaak tot het bepalen van een precieze KDW?
3. In de huidige situatie zal de noodzaak van het nemen van de maatregelen worden afgemeten aan de bepaling van een norm voor de totale stikstofvracht in het bronwater, en zullen de maatregelen vooral gerelateerd worden aan het totale nitraatgehalte in het bronwater. Is dit een goed uitgangspunt en kan dit onderbouwd worden?
4. Wat is nodig om tot de vaststelling van een “goede” KDW van het habitatype kalktufbron te komen?
5. Bij het bepalen of er PAS-maatregelen noodzakelijk zijn, is in de gebiedsanalyses uitgegaan van de KDW van kalkmoeras. Is het gezien de onzekerheid over de KDW van het habitatype kalktufbron een juiste voorlopige aanname, of is het beter een andere KDW als uitgangspunt te nemen, bijvoorbeeld die van Alluviaal bos (expertoordeel en onderbouwing).

Opzet

De zojuist gestelde vragen (1 t/m 5) worden in deze notitie beantwoord via een expertbeoordeling, waarbij de problematiek is aangepakt via literatuurstudie van relevante (inter)nationale publicaties, inclusief zogenaamde grijze rapporten. Bij deze evaluatie is ook gebruik gemaakt van de ervaringen van de eerste auteur die zijn opgedaan bij het opstellen van empirische KDW's voor Europese natuur sinds eind jaren tachtig van de vorige eeuw (voor een overzicht in de tijd, zie hoofdstuk 2 in Bobbink & Hettelingh 2011). Voor vraag 1 is daarnaast gebruik gemaakt van persoonlijke ervaringen, zoals opgedaan tijdens de laatste Nederlandse procedure voor het opstellen van KDW's (van Dobben *et al.* 2012). Voor vraag 2, zijn, naast literatuurgegevens, ook de recente gegevens uit de recente OBN-studie (deel Zuid-Limburg) van dit habitatype (de Mars *et al.*, 2016) nader geanalyseerd om tot een betere beantwoording van deze essentiële vraag te komen.

Vraag 1

In deze paragraaf staat de volgende vraag centraal: wat zijn de achtergronden van de vaststelling van de KDW door Van Dobben *et al.* (2012) in relatie tot het habitatype H7220?

De in de PAS gebruikte KDW's zijn in 2012 vastgesteld (van Dobben *et al.* 2012). In dat rapport wordt een overzicht gegeven van concrete kritische depositiewaarden voor stikstof voor de Nederlandse Natura 2000-habitattypen en de overige leefgebieden van soorten die in Natura 2000-gebieden worden beschermd. De methode om voor Nederland tot een concrete KDW per habitatype (of leefgebied) te komen, kan zo worden samengevat:

1. per habitatype is bepaald of er een, in Europees verband, vastgestelde empirische KDW is voor het betreffende type (Bobbink & Hettelingh 2011). In dit verband zijn KDW's uitgedrukt in een range, bijvoorbeeld 10-15 kg N/ha/jaar voor heischrale graslanden (H6230). Wanneer een dergelijke KDW-range beschikbaar was, is vervolgens deze range gepreciseerd tot een concrete KDW met behulp van modeluitkomsten en - zo nodig - deskundigenoordeel;
2. als er geen empirische KDW-range beschikbaar is, is de gemiddelde modeluitkomst voor dat type bepalend voor de KDW;
3. als er ook geen modeluitkomst beschikbaar was, is een deskundigenoordeel bepalend voor de KDW.

De update in 2012 is een actualisering van de procedure uit 2008 (van Dobben & van Hinsberg 2008). De achterliggende methodiek is daarbij vrijwel hetzelfde gebleven en er zijn in 2012 geen nieuwe modelberekeningen met de gebruikte modelketen uitgevoerd. Voor een nadere beschrijving van de modellering, zie van Dobben *et al.* 2004. Wel is in 2012 de meest recente versie van de ranges van de empirische KDW's gebruikt (Bobbink & Hettelingh 2011), terwijl dat in 2008 nog gebaseerd was op de update uit 2003 (Achermann & Bobbink 2003). Aangezien er ook in 2012 geen empirische KDW-range beschikbaar was voor kalktufbronnen, en ook geen nieuwe modellering, is de KDW voor dit habitatype in 2012 gelijk aan die van 2008, en wel "< 2.400 mol/ha/jaar?". In beide rapporten is aangegeven dat deze waarde alleen gebaseerd is op expertoordeel, daar er noch een empirische KDW-range, noch een modelberekening beschikbaar was. Het laatste wordt veroorzaakt door het gegeven dat de gebruikte modelketen niet werkt voor (stromende) wateren. Bij het expertoordeel wordt verwezen naar Bobbink & Lamers (1999). Hierin is geconcludeerd dat de N-depositie in de infiltratiegebieden met alleen natuur of bos wel een rol kan spelen bij matig verhoogde nitraatconcentraties in bronnen. Ook is daarbij aangegeven dat de direct aangrenzende moerassige oevers van de bronnen of bronbeekjes waarschijnlijk niet ongevoelig is voor verzuuring door verhoogde beschikbaarheid van N. Een KDW is echter zeker niet bepaald in genoemde studie.

Bij dit alles is het belangrijk te beseffen dat de Europees empirische KDW's voor een groot aantal terrestrische habitattypen (inclusief wetlands) zijn vastgesteld, maar niet voor stromende wateren en vrijwel niet voor stilstaande wateren. Dit komt doordat KDW's gedefinieerd zijn als "effectgrenswaarden" voor de gevolgen van de belasting aan stikstof uit de atmosfeer (atmosferische N-depositie), en niet voor beïnvloeding via andere wegen (nitraat via run off, grondwater of oppervlaktewater). Dit is het geval in veel meren,

beekjes, rivieren of andere watertypen en geldt ook voor kalktufbronnen. Alleen voor wateren zonder deze andere. antropogene toevoer van stikstof (alpiene / boreale meren in schone gebieden) en vennen (met geen of een zeer klein intrekgebied) zijn daarom in Europees verband KDW's bepaald (Bobbink & Hettelingh 2011).

Het is verder van belang te vermelden dat de KDW voor kalktufbronnen is aangegeven met een **vraagteken**. Dit is zowel in 2008 als in 2012 gebeurd, waarbij de KDW voor kalktufbronnen de enige is van alle KDW's waarbij een vraagteken is toegevoegd. Dit is gedaan om de hoge mate van onzekerheid te benadrukken, maar de betekenis ervan is niet nader gedefinieerd in beide rapporten (van Dobben & van Hinsberg 2008; van Dobben *et al.* 2012).

Zowel in de procedure van 2008 als in 2012 is toch een KDW voor kalktufbronnen vastgesteld, ondanks a) het ontbreken van zowel empirische data als gemodelleerde waarden, en b) **het gegeven dat deze bronnen of bronbeekjes ook beïnvloed kunnen worden door N-verrijking die niet afkomstig is van atmosferische depositie**. Dat dit toch gebeurd is, heeft te maken met een eerdere procedure (2005-2007) om tot de KDW van alle natuurdoeltypen te komen (Bal *et al.* 2007). Ook in dit rapport werden de gemodelleerde KDW's en de ranges van de empirische KDW's gebruikt om tot één gezamenlijke KDW per natuurdoeltype te komen, maar er is opvallend genoeg voor meer dan 20 watertypen (globaal gezien natuurdoeltype 3.1 t/m. 3.19) via expertbeoordeling een KDW bepaald. Opvallend omdat er geen data uit veldstudies van beschikbaar zijn. Dit heeft er toe geleid dat vrijwel alle van de meer dan 20 genoemde watertypen in de categorie minder/niet gevoelig vielen, dwz. met een gevoeligheid (KDW) boven 2400 mol N/ha/jr. Opmerkelijk genoeg wordt bij twee typen (permanente bron & droogvallende bron en beek) exact de zelfde waarde opgegeven als nu bij kalktufbronnen, namelijk < 2400 mol N/ha/jr, en met een vraagteken! In de kolom onderbouwing wordt ook in dit rapport het volgende aangegeven: expert-oordeel, n.a.v. Bobbink & Lamers (1999). Het type kalktufbronnen wordt overigens niet apart behandeld in Bal *et al.* (2007), maar kalktufbronnen kunnen wel toegedeeld worden aan één van deze twee natuurdoeltypen, namelijk permanente bron (3.2). Dit is er waarschijnlijk de reden voor dat deze KDW - met vraagteken en al - is toegekend aan het habitatype in 2008 en 2012. **Aangezien het rapport uit 2007 niet internationaal is gereviewed, en de onvolledige en deels onjuiste motivering in de latere rapporten, is het gebruik van deze KDW in de latere, officiële KDW-lijsten op zijn minst gezegd voor discussie vatbaar.**

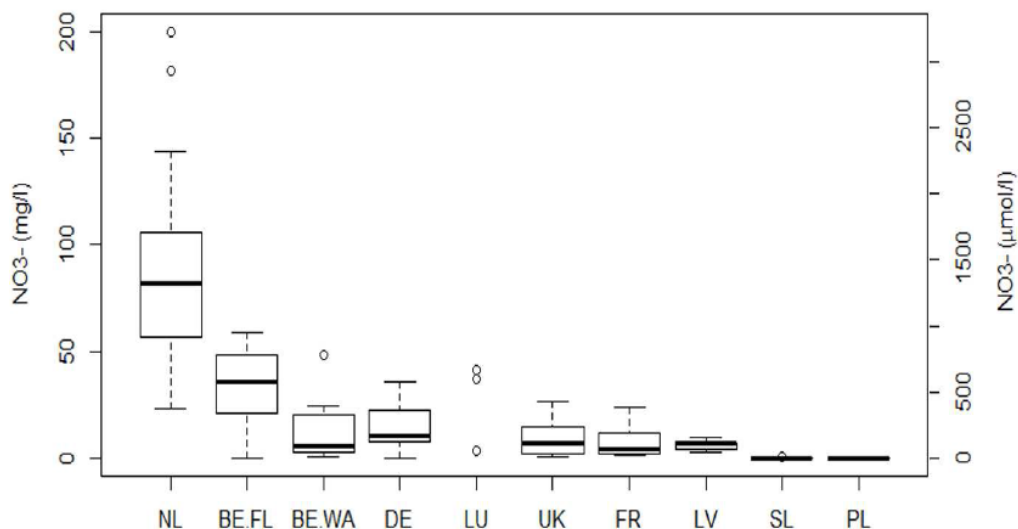
Concluderend kan gesteld worden dat het opnemen van een KDW voor kalktufbronnen zoals geponeerd in 2007 niet goed gemotiveerd is: er zijn geen empirische gegevens noch modelberekeningen beschikbaar en in de verwijzing naar Bobbink & Lamers (1999) is onzorgvuldig aangezien daar alleen in wordt aangegeven dat bronnen in het zandlandschap mogelijk gevoelig kunnen zijn, maar er is daarin zeker geen waarde aangegeven. Kortom, het was correcter geweest om **geen KDW toe te kennen aan kalktufbronnen te hanteren..**

Vraag 2

In dit onderdeel van deze notitie wordt de volgende vraag behandeld: hoe is de verhouding tussen N via de lucht en N via het toestromende grondwater uit agrarisch gebied in de Zuid-Limburg context?

In de recente OBN-studie naar kalktufbronnen (de Mars *et al.*, 2016) is gevonden dat van de onderzochte regio's met ecohydrologisch gezien vergelijkbare kalktufbronnen, de nitraatconcentraties in het bronwater in Zuid-Limburg verreweg het hoogst zijn (Fig. 1). Dit nitraat in het bronwater kan op verschillende manieren in het water terecht komen:

- van atmosferische stikstof (N)-depositie op bossen of andere vegetatietypen in het infiltratiegebied, dat vervolgens bij N-verzadiging als nitraat uitspoelt naar het diepere grondwater en zo tenslotte in het bronwater terecht kan komen. Vooral onder bossen is bij hogere N-depositie de nitraatuitspoeling relatief hoog (Dise & Wright, 1995; Bobbink & Hettelingh, 2011);
- uitspoeling van toegediende meststoffen in de landbouwpercelen die gelegen zijn in het infiltratiegebied, waarbij nitraat in de bodem zeer mobiel is en bij hogere bemesting dan opname door het gewas makkelijk uitspoelt naar het grondwater en zo tenslotte in het bronwater terecht kan komen;
- directe atmosferische depositie van N-verbindingen op de bron zelf, het stromende water en de aangrenzende moeraszone (indien aanwezig). Gelet op het zeer geringe oppervlak van deze punt of lijnvormige kalktufbronnen in Zuid-Limburg, en de stroomsnelheid van deze bronbeekjes zal deze directe bijdrage uit de atmosfeer zeer gering zijn, en vrijwel niet kunnen leiden tot verhoogde nitraatconcentraties in het bronwater.



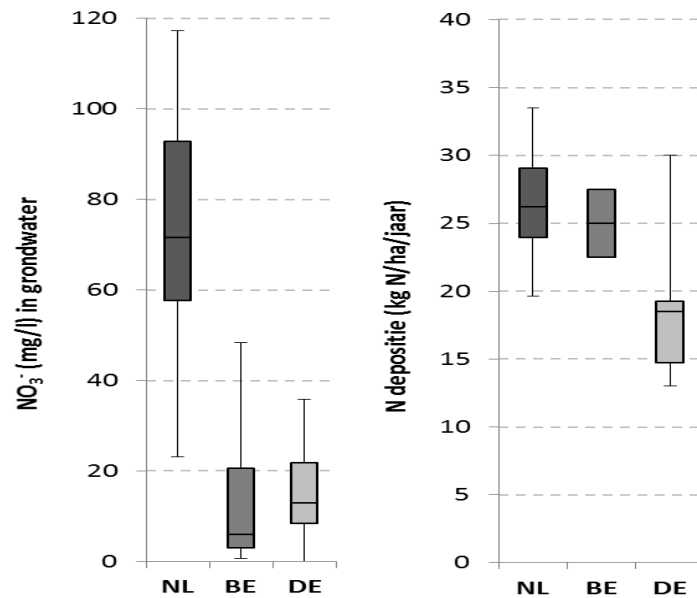
Figuur 1. Boxplots van het nitraatgehalte in het water van kalktufbronnen per deelgebied/land (n=98) (de Mars *et al.* in druk). met NL=Zuid-Limburg, BE.FL=Vlaanderen, BE.WA=Wallonië, DE=Duitsland, UK= Verenigd Koninkrijk, FR=Frankrijk, LV=Letland SL=Slowakije & PL=Polen.

Om een exact antwoord te kunnen geven op de vraag welk deel van het nitraat afkomstig is van het agrarisch landgebruik of van N-depositie in het infiltratiegebied, is het belang te weten hoe groot het infiltratiegebied van de betreffende kalktufbron is en waar het

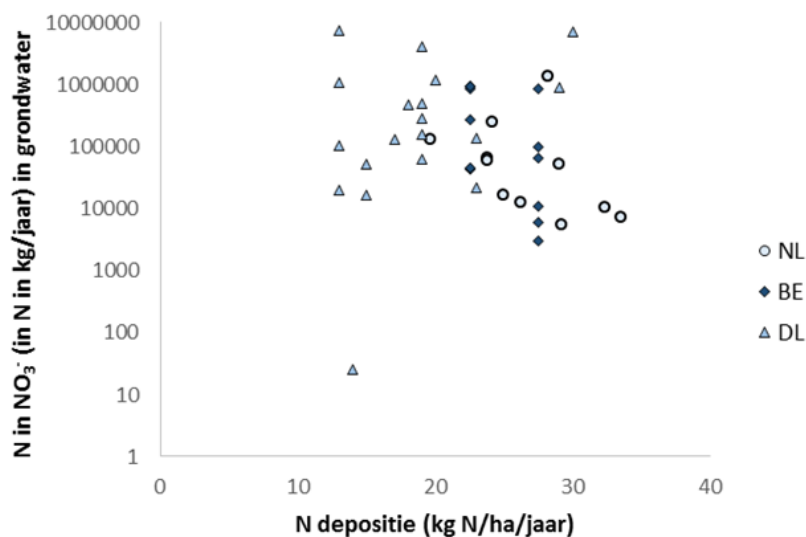
gelegen is. Is de omvang en ligging van het infiltratiegebied bekend, dan kan worden nagegaan wat het aandeel van de verschillende vormen van landgebruik (landbouw, stedelijk gebied, bos/natuur) over het infiltratiegebied is, en kan ook de uitspoeling per landgebruiktype worden ingeschat (of zelfs gemeten). Het is overigens algemeen bekend dat de nitraatconcentraties in het grondwater onder intensieve landbouw (zowel veeteelt als akkerbouw) in Nederland veel hoger zijn dan onder natuur of bos (www.pbl.nl).

Op dit moment is de omvang en ligging van het infiltratiegebied van de Zuid-Limburgse kalktufbronnen nog onvoldoende bekend om een kwantitatieve inschatting te kunnen maken van het aandeel van de verschillende vormen van landgebruik. Wel is uit de veldbezoeken binnen het OBN-onderzoek gebleken dat de kalktufbronnen in Zuid-Limburg (NL in figuur 1) en Vlaanderen grotendeels liggen in een omgeving van intensief landbouwgebruik, terwijl die van Wallonië, Duitsland en Frankrijk veel meer - maar niet altijd - in bosrijke streken zijn gelegen (de Mars *et al.*, 2016). Beschouwing van de omgeving van de kalktufbronnen in Zuid-Limburg op luchtfoto's, topografische kaarten en hoogtebestand van Nederland (AHN) maken eveneens aannemelijk dat de "infiltratiegebieden" voor een groot deel in agrarisch gebruik zijn. Dit is een eerste indicatie dat de verhoogde nitraatconcentraties, zoals gemeten in Zuid-Limburg (en Vlaanderen!), vooral afkomstig zijn vanuit de hoger gelegen, intensief gebruikte landbouwgronden. Dat ook de fosfaat- en chlorideconcentraties significant hoger zijn in Zuid-Limburgse kalktufbronwater dan in aangrenzende landen (de Mars *et al.*, 2016), bevestigt dit nog eens: beide ionen komen maar in (zeer) geringe mate in de atmosferische depositie voor en zijn kenmerkend voor door landbouw beïnvloed (grond)water (o.a. Appelo & Postma, 2007).

Een nadere analyse van de OBN-metingen uit 2016 geeft een waardevolle inschatting van de herkomst van nitraat in het bronwater. Uit deze gegevens blijkt dat het nitraatgehalte in Zuid-Limburg 5-10 x hoger is dan in het bronwater uit Wallonië en Duitsland, terwijl er voor de atmosferische N-depositie geen (Wallonië) of slechts een gering verschil (Duitsland) is gevonden (Fig. 2). Ook is er geen verband gevonden tussen de jaarlijkse N-vracht met het bronwater en de atmosferische N-depositie van de onderzochte kalktufbronnen (Fig. 3). Dit alles te samen is een sterke, tweede aanwijzing dat een groot deel van de nitraatlast in het bronwater in Zuid-Limburg van niet-atmosferische afkomst is.



Figuur 2. Boxplots van de nitraatconcentraties in kalktufbronnen in Zuid-Limburg (NL), Wallonië (BE) & Duitsland (DE) zoals gemeten in het recente OBN-onderzoek (linker figuur) en van de atmosferische N-depositie van de onderzochte meetlocaties met kalktufbronnen.

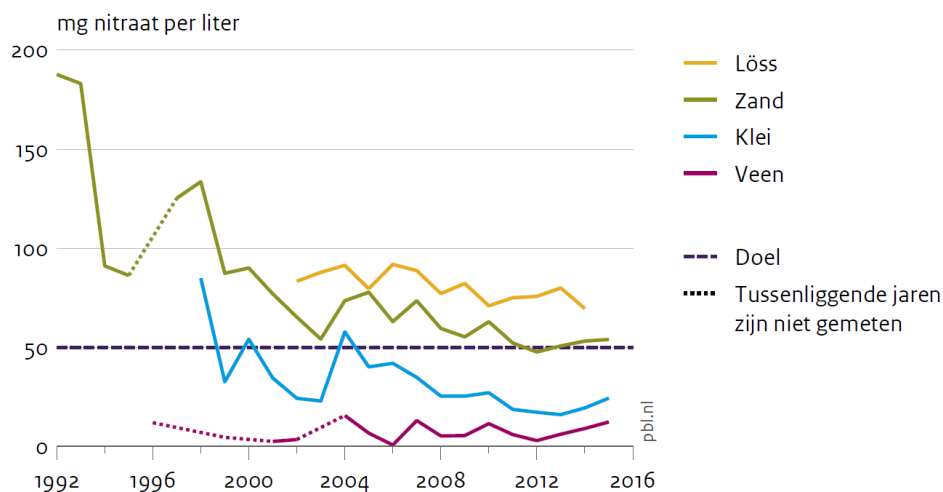


Figuur 3. Relatie tussen de N-depositie op de locatie van de onderzochte kalktufbronnen in Zuid-Limburg, Wallonie en Duitsland en de geschatte jaarvrucht (conc * debiet) aan nitraat met het bronwater .

Om een idee te krijgen van de orde van grootte waarin de chemie van bronwater beïnvloed kan worden door atmosferische depositie van N-verbindingen - dus zonder extra N uit de landbouw -, is het zinvol te kijken naar onderzoek naar de waterchemieveranderingen tussen 1970 en 1990 in sprengen (bovenloop) en bronnen op de zuid- en oostrand van de Veluwe. De meeste van deze bronnen liggen in bos- of heideterreinen, en krijgen aanvoer van grondwater uit dergelijke gebieden. Dit betekent dat directe invloed van meststoffen vrijwel is uitgesloten en de enige bron van vervuiling atmosferische depositie is. In 1986 zijn chemische metingen verricht en voor een aantal locaties konden deze waarnemingen worden vergeleken met metingen in 1974 en 1981 (Meinardi 1988). Hierbij is gevonden dat de pH van het water in de periode 1974-1986 gemiddeld met 0,5-1,0 gedaald is. Ook de nitraatgehaltes van het water zijn in deze periode gestegen: het nitraatgehalte is in de twaalf jaar gemiddeld met 3,1 mg NO_3^- /l toegenomen en de lage nitraatwaarden uit 1974

(< 2,2 mg NO₃/l) zijn in 1986 vrijwel niet gemeten. De concentraties van de overige macro-ionen, waaronder die van sulfaat, zijn vrijwel onveranderd gebleven (Meinardi 1999). In een ander onderzoek zijn in 1990 op 35 meetpunten in 16 bronnen watermonsters genomen voor analyse van chemie en kiezelwieren (diatomeeën) (Van Dam *et al.* 1993). Van 17 meetpunten waren ook gegevens bekend uit 1974 en 1980. Naast een geringe daling van de pH en een afname van de buffercapaciteit, bleek het nitraatgehalte in het bronwater significant gestegen: in 1974 gemiddeld 1,1 mg NO₃/l en in 1990 gemiddeld 9,3 mg NO₃/l. De concentraties aan overige macro-elementen, waaronder sulfaat, waren onveranderd. Hoewel deze data niet afkomstig zijn uit Zuid-Limburg, maakt dit voorbeeld twee zaken duidelijk: 1) nitraatconcentraties kunnen significant hoger worden in bronwater door atmosferische depositie in het infiltratiegebied, maar 2) dat de mate waarin dat gebeurt in bronnen met alleen natuur of bos in het infiltratiegebied veel lager is dan de concentraties gemeten in het water van de Zuid-Limburgse kalktufbronnen met 75% van de waarnemingen tussen de 60 en 110 mg NO₃/l. Verder is ook nog bekend dat de nitraatconcentraties in bronwater in Zuid-Limburg (< 1965) met 5 -15 mg NO₃/l veel lager waren (de Mars *et al.*, 1998).

Tenslotte kan er geconcludeerd worden dat het zeer aannemelijk is dat het grootste deel (85-90 %) van het nitraat zoals aangetroffen in het bronwater van kalktufbronnen in Zuid-Limburg, afkomstig is uit intensief gebruikte en hoger gelegen landbouwgronden en dat die beïnvloeding niet via de lucht maar via het water plaatsvindt. Dit percentage is gebaseerd op de gevonden toename (ca. 10 mg NO₃/l) van de nitraatgehalten tussen 1970 en 1990 op de Veluwe ten tijde van de hoogste N-deposities in Nederland. Ook de data uit het OBN-onderzoek geven hiervoor een indicatie: in landen zoals Polen, Slowakije en Letland met lagere N-depositie, is de gemeten nitraatconcentratie ongeveer evenveel (10 mg NO₃/l) lager dan in landen met wat hogere N-depositie als Frankrijk en Verenigd Koninkrijk (Fig. 1). Verder is het nog van belang op te merken dat in Nederland de verliezen van nitraat naar het grondwater per landbouwhectare het hoogst zijn van Europa en dat in de laatste decennium de nitraatconcentraties in uitspoelend water onder Lössgrond onder landbouw juist het hoogst zijn van heel Nederland (70-80 mg NO₃/l; Fig. 4). Deze concentratie ligt overigens precies in het midden van de “box” van de gemeten nitraatgehalten in de kalktufbronnen in Zuid-Limburg.



Figuur 4. Nitraat in uitspoelend water onder landbouwbedrijven van 1992 tot heden (bron: RIVM-LMM) (www.pbl.nl).

Vraag 3

In deze paragraaf staat de volgende vraag centraal: in de huidige situatie zal de noodzaak van het nemen van de maatregelen worden afgemeten aan de bepaling van een norm voor de totale stikstofvracht in het bronwater, en zullen de maatregelen vooral gerelateerd worden aan het totale nitraatgehalte in het bronwater. Is dit een goed uitgangspunt en kan dit onderbouwd worden?

Zoals beschreven in de beantwoording van vraag 2 is het aannemelijk dat het grootste deel van de stikstofvracht in het bronwater afkomstig is uit de landbouwgronden in de infiltratiegebieden. Het is daarom dan ook logisch om eventuele maatregelen te relateren aan de nitraatconcentraties in het bronwater van de kalktufbronnen, aangezien er allerlei aanwijzingen zijn dat juist deze verhoogde gehalten van nitraat de oorzaak zijn van de volgende veranderingen die zijn waargenomen in kalktufbronnen:

- a) de aanwezigheid/hoeveelheid van kenmerkende mossoorten uit kalktufbronnen houdt verband met de gemeten nitraatconcentraties: boven bepaalde grenswaarden zijn die veel minder of niet meer aanwezig en is dus de biotische kwaliteit van het habitatype duidelijk lager (zie de Mars *et al.* (2016) voor details);
- b) de verruiging van de oever- en moerasvegetaties (indien aanwezig) van deze bronkoppes en bronbeekjes met stikstofminnende soorten als Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) kan zeer waarschijnlijk verklaard door verhoogde concentraties nitraat in het bronwater (Bobbink & Lamers 1991; Bobbink *et al.* 2013).

Echter, bij dit alles moet worden opgemerkt dat er tot nu toe alleen maar correlatieve studies zijn uitgevoerd, en geen direct causaal-analytisch onderzoek naar de negatieve effecten. Het is daarom van groot belang om de effecten van verhoogde nitraatconcentraties ook hard te maken met experimenten waarbij de kenmerkende mossoorten of combinaties van mossoorten in doorstroomcultures langdurig worden blootgesteld aan een oplopende range van nitraatconcentraties - van heel laag tot hoog in de Zuid-Limburgse waarden - , waarbij vervolgens de reactie van de ontwikkeling van deze mossoorten kan worden gekwantificeerd. Dit verklarend onderzoek is goed uitvoerbaar, zoals is gebleken in eerdere studies naar de gevoeligheid van kenmerkende mossoorten uit hoogveen of trilveen voor N-verbindingen (Tomassen *et al.*, 2003; Paulissen *et al.*, 2004). Dit is nog niet uitgevoerd voor de kalktufbronmossen, maar zeker goed mogelijk. Ook de reactie van vaatplanten op de oever- of aangrenzende moeraszone van kalktufbronnen, met mogelijke toename van stikstofminnende soorten en daarmee ook een afname van laagblijvende soorten door overschaduwning is in het kader van bronecosystemen niet experimenteel uitgezocht. Overigens is deze “verruiging” wel in andere moerasvegetaties aannemelijk gemaakt, ook via causaal-analytisch onderzoek.

Gelet op dit alles, kan geconcludeerd worden dat het bij het opstellen van de maatregelen in eerste instantie een **goed uitgangspunt** is om uit te gaan van **de mate van verhoging van het nitraatgehalte** in de desbetreffende kalktufbron ten opzichte van de grenswaarde. Hierbij moet echter niet vergeten worden dat de fosfaatgehalten in het bronwater van kalktufbronnen in Zuid-Limburg ook significant hoger zijn dan in alle andere onderzochte landen (de Mars *et al.* 2016). Dit is een **extra risico** op negatieve gevolgen voor een bron, als zowel het nitraat- als ook het fosfaatgehalte verhoogd is, aangezien dan de kans op verruiging veel groter is als beide plantenvoedingsstoffen verhoogd zijn. Het is dan ook

logisch om, naast het nitraatgehalte, ook te kijken naar het fosfaatgehalte en hierbij bij de eventuele noodzakelijkheid van de toepassing van maatregelen terdege rekening te houden.

Vraag 4

In deze paragraaf wordt de volgende vraagstelling besproken: wat is nodig om tot de vaststelling van een “goede” KDW van het habitatype kalktufbron te komen?

Binnen de internationale procedure zijn empirische KDW's gebaseerd op significante veranderingen in structuur of functioneren van ecosystemen waarin de toevoer van N-verbindingen in het veld (of soms in mini-ecosystemen) experimenteel is verhoogd. Hierbij is het essentieel dat in een experiment minimaal één behandeling (liefst meer) is opgenomen waarin alleen de toevoer van N varieert, dus zonder gift van andere nutriënten of een andere maatregel. Een belangrijke voorwaarde is verder dat het experiment niet te kort (liefst 3-5 jaar of langer) duurt en dat de trappen in N-behandeling klein zijn en zo gekozen zijn dat ze toepasbaar zijn om een realistische en niet te brede inschatting te verkrijgen de range van de KDW van het betreffende systeem. Idealiter worden de N-additie-experimenten uitgevoerd in intacte ecosystemen in gebieden met een lage achtergrondbelasting met N (Bobbink *et al.*, 2010; Bobbink & Hetteling, 2011). Dit zou voor kalktufbronnen betekenen dat in een schoon gebied met lage achtergrond zowel de kalktufbron zelf als het infiltratiegebied (de “catchment”) wordt behandeld met verschillende stikstofniveaus. Dit betekent dat in een bepaald gebied vergelijkbare kalktufbronnen wel of niet aan stikstof worden blootgesteld en de gevolgen gedurende een ecologisch gezien relevante tijdsperiode moeten worden onderzocht. Zogenaamde “whole-catchment” experimenten zijn op zich goed mogelijk en, vooral in bergachtige streken zoals Scandinavië in de jaren tachtig-negentig van de vorige eeuw op meerdere plaatsen uitgevoerd om de gevolgen van “zure” regen vast te stellen. Echter, dit type onderzoek is erg kostbaar (geschatte kosten 100 Euro per jaar), zodat het zeer onwaarschijnlijk is dat deze experimenten ooit zullen worden uitgevoerd voor kalktufbronnen. Additie-experimenten naar de gevolgen van N-toevoer op de moerascomponent van kalktufbronnen zijn op zich goed uitvoerbaar, bijvoorbeeld door in een schoon gebied de N-toevoer op het moerasgedeelte experimenteel te manipuleren tussen de 10 - 50 kg N/ha/j, maar dan wordt slechts een deel van het systeem van kalktufbronnen bloot gesteld aan verhoogde N-depositie, en niet het infiltratiegebied, en zijn daarom van beperkte waarde.

Een andere methodiek om tot een gefundeerde empirische KDW voor kalktufbronnen te komen is via een gradiëntstudie over een wijde range van atmosferische N-deposities, zoals bijvoorbeeld is uitgevoerd voor West-Europese heischrale graslanden (H6230) (o.a. Stevens *et al.* 2010; Dorland *et al.* 2011). Om dit uit te voeren voor kalktufbronnen zou een selectie van Europese kalktufbronnen (minimaal 25 locaties) moeten worden opgesteld die 1) niet (of vrijwel niet) worden beïnvloed door N uit de landbouw (dus met een infiltratiegebied bestaande uit alleen bos of natuur), en 2) die verspreid voorkomen over een zo breed mogelijk range van atmosferische N-depositie (liefst tussen de 5 - 40 kg N/ha/j). Door het meten van zowel abiotische (waterchemie) en biotische kenmerken van de geselecteerde kalktufbronnen kan dan inzicht verkregen worden bij welke (range van) N-depositie een kenmerk van het systeem (bijvoorbeeld aantal kenmerkende mossoorten) significant verminderd is. Indien goed opgezet en de N-depositie niet ongewild gecorreleerd is met een ander - verborgen - stressfactor, kan ook op deze correlatieve wijze een goede inschatting worden gemaakt van de empirische KDW van een habitatype, zoals bijvoorbeeld recent nog is gebleken voor montane graslanden in Zwitserland (Roth *et al.* 2013).

Naast de empirische methode kan in principe ook met modelleringstechnieken een KDW voor kalktufbronnen worden berekend. Echter, zowel in de Nederlandse als Duitse modelketen, is het gekozen systeem niet geschikt gebleken om de eventuele gevolgen voor verhoogde N-depositie op kalktufbronnen (en hun infiltratiegebied) te kunnen simuleren en daarmee ook een KDW te kunnen bepalen (van Dobben *et al.* 2012; Balla *et al.* 2013). Waarschijnlijk is het hiervoor noodzakelijk een speciaal soort model te ontwikkelen, waarbij een stromend watersysteem (bron plus bronbeekje, inclusief oeverzone) is gekoppeld aan een biogeochemisch model voor het toestromend grondwater uit het infiltratiegebied. Op dit moment is zo'n modellering nog niet beschikbaar.

Conclusie: in principe is het middels N-additie-experimenten op praktijkschaal mogelijk om de KDW voor kalktufbronnen te bepalen, maar gelet op de vele randvoorwaarden lijkt dit in de praktijk niet haal- of betaalbaar. De meest kansrijke optie om in relatief korte tijd tot een betrouwbare KDW te komen voor kalktufbronnen is dan ook via een **geplande N-gradiënt studie** van kalktufbronnen met een natuurlijk infiltratiegebied, d.w.z. zonder landbouw.

Vraag 5

Tenslotte wordt in dit slotgedeelte van deze notitie het volgende besproken: bij het bepalen of er PAS-maatregelen noodzakelijk zijn, is in alle relevante gebiedsanalyses uitgegaan van de KDW van kalkmoeras. Is het gezien de onzekerheid over de KDW van het habitatype kalktufbron een juiste voorlopige aanname, of is het beter een andere KDW als uitgangspunt te nemen, bijvoorbeeld die van alluviaal bos?

Eerder in deze notitie is gebleken dat het water van kalktufbronnen in Zuid-Limburg verrijkt is met nitraat en dat veel van de kenmerkende mossoorten minder voorkomen bij hoge nitraatconcentraties: kortom kalktufbronnen zijn zeker nitraatgevoelig! Echter, de KDW - voor atmosferische N-depositie - is internationaal en ook nationaal niet bekend en ook moeilijk te bepalen. Vanuit deze context is het essentieel dat de KDW staat aangegeven als kleiner dan 2.400 en met een vraagteken (< 2400 mol N/ha/jaar). Dat betekent dat er eigenlijk niet gerekend mag worden met een KDW van 2400 mol N/ha/jaar, wat nu in AERIUS gebeurt. Verder kan er niet zomaar een andere KDW gekozen kan worden, omdat er geen enkele zekerheid is over de KDW van kalktufbronnen. Omdat de Zuid-Limburgse kalktufbronnen ingebed liggen in alluviaal bos (of in een enkele geval in een ander habitatype) en zeer klein van oppervlak zijn, kan vooralsnog bij vergunningverlening volstaan worden door te toetsen aan de KDW van het omliggende HR-type (meestal alluviaal bos). Gelet op de vorm van de Zuid-Limburgse kalktufbronnen, is het oppervlak habitatype dat daarmee niet apart een KDW krijgt, dermate klein dat het voor de gebruikte schaal in AERIUS zelfs duidelijker is om dit type niet apart mee te nemen. Dit betekent overigens niet dat de KDW van kalktufbronnen gelijkgesteld wordt aan die van alluviaal bos. Vanuit het voorzorgbeginstel van de Habitatrichtlijn is het wel noodzakelijk om kalktufbronnen als **stikstofgevoelig** en daarmee als **PAS-waardig** te beschouwen.

De verhoogde hoeveelheid stikstof in kalktufbronnen kan een verschillende oorsprong hebben: a) van N-depositie op de bron zelf, b) van N-depositie op bossen/natuur in het intrekgebied gevolgd door uitspoeling naar het grondwater en c) via uitspoeling van meststoffen (nitraat) uit agrarische gronden in het intrekgebied. Aangezien de belasting via het grondwater uit het agrarisch gebied verreweg het hoogste is, moet de aanpak van dit ernstige probleem in eerste instantie gericht zijn om deze belasting sterk terug te dringen. Dit is ook de meest logische benadering: het probleem wordt tenslotte ook veroorzaakt door N-belasting uit het agrarische intrekgebied dat de bron bereikt. Dit betekent dus dat voor het opstellen van eventuele maatregelen het noodzakelijk is te weten hoeveel nitraat (en fosfaat) het brongebied bereikt (N-vracht), wat de nitraatconcentratie is van het bronwater en ook wat de overheersende herkomst is van de toegevoerde N. Middels moderne agrarische technieken zoals evenwichtsbemesting met precisietoepassing, zou het in de toekomst mogelijk moeten zijn om nitraatuitspoeling naar het grondwater te minimaliseren en toch op een economische rendabele wijze landbouw te bedrijven, zoals de eerste praktijkproeven in andere delen van Nederland uitwijzen (Kuiters *et al.* 2016). Zo kan op termijn de hoge nitraatvracht naar de Zuid-Limburgse kalktufbronnen op een aanvaardbaar niveau worden terug gebracht zodat instandhouding en zelfs herstel van dit prioritaire habitatype niet langer een illusie is.

Literatuur

- Achermann, B. & R. Bobbink (2003). Empirical critical loads for nitrogen. Proceedings of an Expert Workshop, 11-13 November 2002, Berne. Environmental Documentation No. 164. Bern: Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape.
- Appelo, C.A.J. & D Postma (2007). Geochemistry, groundwater and pollution (2nd edition). A.A. Balkema publishers, Leiden.
- Bal, D., H.M. Beije, H.F. van Dobben & A. van Hinsberg (2007). Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen. Ede: Ministerie van LNV, Directie Kennis.
- Balla, S., R. Uhl, A. Schlutow, H. Lorentz, M. Förster, C. Becker, K. Müller-Pfannenstiel, J. Lüttmann, Th. Scheuschner, A. Kiebel, I. Düring & W. Herzog (2013). Untersuchung und Bewertung van strassenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotopen. Bericht zum FE Vorhaben 84.0102/2009 des Bundesanstalt für Strassenwesen, Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik Band 1099; BMVBS Abteilung Strassenbau, Bonn; Carl Schünemann Verlag, Bremen.
- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers (1999). Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 77 pp.
- Bobbink, R., H. Tomassen, M. Weijters & J.-P. Hettelingh (2010). Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur. De Levende Natuur 111: 254-258.
- Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J.W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo & W. de Vries. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecological Applications 20: 30-59
- Bobbink R. & J.P. Hettelingh (eds.) (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM report 680359002/2011.
- Dise, N.B. & R.F. Wright (1995). Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management 71: 153- 161.
- Bobbink, R., J.H. Bouwman, E. Brouwer, F.H. Everts, M.A.P. Horsthuis, H.H. van Kleef & A. Klimkowska (2013). Preadvies kleine ecotopen in de hydrologische gradiënt. Directie Agro kennis, EZ. Rapport nr. 2013/OBN173-NZBE, Den Haag.
- van Dam, H., A. Mertens & L.M. Janmaat (1993). De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. IBN-DLO 052, Wageningen.
- van Dobben, H.F., E.P.A.G. Schouwenberg, J.P. Mol, H.J.J. Wieggers, M.J.M. Jansen, J. Kros & W. de Vries (2004). Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. Alterra report nr 953, Wageningen.
- van Dobben, H.F. & A. van Hinsberg (2008). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura2000 typen. Alterra rapport 1654, Alterra, Wageningen UR.
- van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal en A. van Hinsberg (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397, Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Dorland, E., R. Bobbink, S. Rotthier & M.B. Soons (2011). Heischrale graslanden: nu en in

- de toekomst bedreigd door overmaat aan stikstof! *De Levende Natuur* 112(6): 220-224.
- Kuiters, A.T., A. Corporaal, M.J. Weijters & R. Bobbink (2016). Monitoring van effecten van evenwichtsbemesting op de grondwaterkwaliteit van het Natura 2000-gebied Boetelerveld. Wageningen Environmental Research (voorheen ALTErrA), Rapport 2772, ISSN 1566-7197, Wageningen.
- De Mars, H., C.R. van Gool & C. van Tijen (1998). Verdrogingsonderzoek Limburg. Ecohydrologische atlas Limburg 1989-1996. Provincie Limburg. Maastricht.
- de Mars, H. & B. Vercoutere (2010). Bronwatertypologie voor het Heuvelland, pp 3-14. In: Prov. Limburg. Inleiding OGOR-meetnet 4e tranche : 8 Natura 2000-gebieden. Maastricht
- de Mars, H., J. Schunselaar & J. Schaminee (2012). Ecohydrologie van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen I: inventarisatieatlas van vegetatie bodem en grondwaterkwaliteit. Rapport OBN 159-HEBE. Ministerie. van Economisch zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- de Mars, H., B. van der Weijden, G. van Dijk, F. Smolders, A. Grootjans & L. Wolejko (2016). Towards thresholds values for nutrients; petrifying springs in South Limburg (NL) in a Northwest European context. Rapport OBN2016/OBN210-HE, VBNE Driebergen.
- Meinardi, C.R. (1988). Veranderingen in de samenstelling van het water in de Veluwe sprengen. *H2O* 21, 52-57.
- Meinardi, C.R. (1999). Stroming en samenstelling van de sprengen en het grondwater van de Veluwe in 1996; een vergelijking met de toestand in 1986. RIVM rapport nr. 714851004.
- Paulissen, M.P.C.P., P.J.M. van der Ven, A.J. Dees & R. Bobbink, R (2004). Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist* 164: 551-458.
- Roth, T., L. Kohli, B. Rihm & B. Achermann (2013). Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178: 121- 126.
- Smolders, A., J. Loermans, M. van Mullekom & M. Jalink (2014). De waterkwaliteit van de bronsystemen in het Bunder- en Elsoërbos: Bronnen van zorg. *Natuurhistorisch Maandblad*:125-131.
- Stevens, C.J., C. Duprè, E. Dorland, C. Gaudnik, D.J.G. Gowing, A. Bleeker, M. Diekmann, D. Alard, R. Bobbink, D. Fowler, E. Corcket, J.O. Mountford, V. Vandvik, P. A. Aarrestad, S. Muller, N.B. Dise (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940-2945.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003). Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 91: 357-370.