

Advies over grenswaarden, beschikbare en benodigde kennis voor het luik biodiversiteit - verscherpte natuurtoets - passende beoordeling van het plan-MER van het MAP 7

Adviesnummer:	<u>INBO.A.4799</u>
Auteurs:	Cécile Herr, Jeroen Vanden Borre, Piet De Becker, Karen Wuyts, Kris Decler & Johan Neiryck
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	Mail van 21 december 2023
Geadresseerden:	Vlaamse Landmaatschappij T.a.v. Koen Desimpelaere Consciencegebouw Koning Albert II-laan 15, 1210 Brussel koen.desimpelaere@vlm.be
Cc:	Vlaamse Landmaatschappij Toon Denys (toon.denys@vlm.be)

Dr. Hilde Eggermont
Administrateur-generaal

Wijze van citeren: Herr C., Vanden Borre J., De Becker P., Wuyts K., Decler K. & Neiryneck J. (2024). Advies over grenswaarden, beschikbare en benodigde kennis voor het luik biodiversiteit - verscherpte natuurtoets - passende beoordeling van het plan-MER van het MAP 7. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4799. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Aanleiding

Het ontwerp-MAP7 geeft uitvoering aan de Nitraatrichtlijn en de doelstellingen uit de Kaderrichtlijn Water. Met dit MAP ambieert Vlaanderen de verdere reductie van de nutriëntenverliezen uit de land- en tuinbouw om de waterkwaliteit in lijn te brengen met de voormelde Europese doelstellingen.

Om de mogelijke effecten van MAP7 op mens en milieu in kaart te brengen is de opmaak van een plan-milieueffectrapportage (plan-MER) lopende. Bij de beoordeling van de mogelijke effecten van dit plan dient o.m. de discipline biodiversiteit incl. een 'passende beoordeling' te worden behandeld. Die passende beoordeling wordt opgemaakt op basis van de beste, huidig beschikbare wetenschappelijke gegevens. De beoordeling moet duidelijkheid verschaffen of er wel of geen redelijke wetenschappelijke twijfel bestaat dat het plan aanzienlijke effecten heeft op de natuurlijke karakteristieken van de SBZ-gebieden, voor zover landbouw daarin aanwijsbaar verantwoordelijk is.

Het is bijgevolg belangrijk om causale relaties tussen landbouwgebruik en effecten op natuur zo duidelijk mogelijk te maken, op ruimtelijk zo klein mogelijke schaal als de data wetenschappelijk toelaten binnen redelijke termijn.

Vragen

1. Kunnen er gebiedsgerichte (boven)grenswaarden vooropgesteld worden voor bemestings- en/of begrazingsregimes die geen aanwijsbare hypotheek leggen op IHD-doelen en/of regionaal belangrijke biotopen en VEN-gebied?
2. Tot op welke ruimtelijke schaal is de effectenbeoordeling wetenschappelijk te onderbouwen (subregionaal, SBZ-gebied, SBZ-deelgebied, eventueel tot op bedrijfs/perceelsniveau)? Kan hierbij gedifferentieerd worden tussen inbreng via depositie, mobiliteit via grondwater en oppervlaktewater en vanuit directe mesttoevoer? Over welke kennis beschikt het INBO? Wat is binnen redelijke termijn beschikbaar?
3. Kunnen voldoende causale verbanden tussen landbouwgebruik en effecten op IHD-doelen gelegd worden, ook rekening houdend met nog te ontwikkelen doelen?
4. Welke voor de effectbeoordeling mogelijk belangrijke inzichten of data ontbreken er nog op de diverse schaalniveaus? Bijvoorbeeld de rol van bodemorganismen in de nutriëntenhuishouding, inschatting van nitraatreductievermogens van organisch materiaal in bodemlagen, andere hydrogeochemische processen...
5. Welke kennisleemten zouden dan prioritair ingevuld moeten worden om bemestings- of begrazingsnormen vast te stellen?
6. Staat er nog een aanpassing van de "gunstige abiotische bereiken" in het vooruitzicht in relatie tot de nutriëntendruk?
7. Welke gebieden zijn prioritair om te investeren in meer meetpunten of gericht onderzoek?
8. Hoe relevant is het om te kijken naar de impact van bemesting en/of begrazing op soorten?

Toelichting

1 Grenswaarden voor bemesting en/of begrazing

De vraag naar grenswaarden voor bemesting komt in feite neer op het vaststellen van kritische lasten voor elke combinatie van habitatype en nutriënt (in het bijzonder N en P), en eventueel pathway van toevoer (via lucht, bodem, grondwater, oppervlaktewater,...).

Een kritische last is een kwantitatieve maat voor de langdurige blootstelling van een ecosysteem aan één of meer vervuulende stoffen, waaronder volgens de huidige stand van de kennis geen betekenisvolle schadelijke effecten optreden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (CLRTAP, 2023). Kritische lasten worden uitgedrukt in termen van toevoer van een (verzameling van) stof(fen) op een receptor (bv. vegetatietype) per eenheid van tijd en oppervlakte. Het achterliggende idee is dat de kritische last dat niveau van toevoer identificeert, waarbij een voor het overige intact ecosysteem nog net in staat is om de input van de stof te bufferen of uit het systeem te verwijderen. Het concept van de kritische last werd oorspronkelijk ontwikkeld met het oog op atmosferische depositie, maar kan *mutatis mutandis* ook voor andere pathways bepaald worden, of voor de totale toevoer van een stof (ongeacht de pathway).

Op vandaag zijn enkel kritische lasten voor habitatypes voor stikstof via de lucht (atmosferische depositie) beschikbaar, dit zijn de kritische depositiewaarden (ANB, 2016). Voor andere waarden is een literatuurstudie of extra onderzoek noodzakelijk.

De meeste habitatypes zijn stikstof- of fosforgelimiteerd (of beide) en ontwikkelen zich optimaal bij afwezigheid van externe nutriëntentoevoer (behoudens eventuele natuurlijke achtergrondwaarden). Ook al is een zekere (beperkte) mate van nutriëntenaanrijking 'tolereerbaar' voor sommige habitatypes, dan nog blijft, vanuit het oogpunt van instandhouding, externe nutriëntenaanrijking bij voorkeur afwezig.

Bij de regionaal belangrijke biotopen (rbb) is de situatie iets complexer: sommige grasland-rbb's zijn zo breed gedefinieerd (incl. rompgemeenschappen) dat een aantal vormen ervan (de soortenarme vormen, eventueel met dominantie van één of enkele grassen) wel kunnen voortbestaan onder bemesting. Maar de soortenrijke, best ontwikkelde vormen tolereren doorgaans, net als de habitats, geen externe nutriëntenaanrijking.

Het stellen van algemene grenswaarden wordt bovendien nog bemoeilijkt door verschillen in effecten naargelang het type mest: kunstmest (in talloze vormen), drijfmest, ruwe stalmest,... kunnen elk op zich andere effecten veroorzaken op bodem en biodiversiteit. Sporadisch (minder dan jaarlijks) opbrengen van ruwe stalmest wordt soms aanbevolen voor weidevogels en ter stimulatie van het bodemleven (Schippers *et al.*, 2023) maar heeft dan weer als nadeel dat er minder zicht is op hoeveel N en vooral P werkelijk toegediend wordt.

Fosfor accumuleert sterk in de bodem en vormt vaak een hardnekkig probleem voor habitatherstel op voormalige landbouwbodems. Uit het werk van UGent en HOGent (An De Schrijver, Stefanie Schelfhout e.a.) blijkt dat het terugbrengen van fosfor tot natuurlijke niveaus (via afvoer van organisch materiaal) een zeer moeilijk en traag proces is. Voor 65% van de onderzochte graslanden in hun studie was de conclusie dat uitmijnen geen optie is, maar dat men ofwel moet afgraven (een dure oplossing) ofwel een lagere ambitie (niet-habitat) vooropstellen (Goossens *et al.*, 2021). **Nog enkele jaren fosforhoudende bemesting toelaten op een perceel waar later een habitatdoel gerealiseerd zal worden, is ten stelligste af te raden.**

Tenslotte merken we nog op dat kritische lasten of grenswaarden van maximale mestgift moeten vertrekken van de situatie waarbij regulier beheer op de habitatypes of rbb's wordt toegepast. Een intensiever beheerregime mag niet als passe-partout gebruikt worden om een hogere bemestingsgraad mogelijk te maken, want geïntensifieerd beheer heeft allerlei negatieve neveneffecten (in het bijzonder op fauna). Dit is al beargumenteerd in het kader van de PAS in een apart advies (Vanden Borre *et al.*, 2023).

- Elementen die direct aangeleverd kunnen worden

Het Duitse Bundesamt für Naturschutz (BfN) heeft voor alle habitattypes die in Duitsland voorkomen een stikstofgevoeligheidsklasse ingeschat op basis van expertoordeel, in vijf categorieën (Ssymank *et al.*, 2021, 2022). Het gaat om de gevoeligheid voor stikstof, onafhankelijk van de bron en de pathway. De klassen komen overeen met een bereik van tolereerbare stikstoftoevoer (kg N/(ha.jr)). Dat bereik weerspiegelt de variatie binnen habitats (habitatsubtypes en eventuele lokale variaties). Voor sommige habitatsubtypes zal de tolereerbare stikstoftoevoer dus eerder aan de ondergrens van het bereik liggen. Het INBO heeft de door BfN bepaalde gevoeligheidsklassen voor de Vlaamse habitattypes bij elkaar gebracht in een tabel (zie bijlage 1).

Een manier waarop deze stikstofgevoeligheidsklassen aangewend kunnen worden is als volgt: wanneer bekend is dat er jaarlijks X_1 kg N/(ha.jr) uit de lucht valt, X_2 kg N/(ha.jr) via het grondwater wordt aangevoerd en X_3 kg N/(ha.jr) door overstromingen, dan is de extra stikstofgift die voor het habitatype nog tolereerbaar is gelijk aan: $X_5 = X_{max} - (X_1 + X_2 + X_3)$. Dit kan zowel op locatieniveau (met locatiespecifieke, al dan niet gemeten waarden) als op hoger niveau (met gemiddelde waarden voor een grotere zone of voor Vlaanderen, voor zover zulke waarden bekend zijn).

Men dient er rekening mee te houden dat dit een ruwe benadering blijft. Vanuit het voorzorgsprincipe is het noodzakelijk om voor X_{max} de ondergrens of hoogstens het middelpunt van de aangegeven bereiken te gebruiken, niet de bovengrens (tenzij overtuigend bewijs van het tegendeel aangebracht kan worden).

- Elementen die nog meer tijd nodig hebben

Het INBO werkt aan een **herziening van de kritische depositiewaarden** (KDW) voor stikstofdepositie voor de Vlaamse habitattypes, naar aanleiding van een recent bijgewerkt reviewrapport onder impuls van UNECE (Bobbink *et al.*, 2022). Tegelijkertijd wordt ook bekeken voor welke regionaal belangrijke biotopen een KDW vastgesteld kan worden. Resultaten worden binnen enkele weken verwacht.

Het INBO investeert al jaren in standplaatsonderzoek: we trachten vast te stellen welke milieuv variabelen sturend zijn voor het voorkomen van soorten en vegetatietypes (o.a. voor de Natura 2000 habitats en regionaal belangrijke biotopen). Voor die variabelen die beslissend worden bevonden, bepalen we dan binnen welke range de soorten en vegetaties zich kunnen ontwikkelen. Onze dataset bevat o.a. metingen van de nutriëntenconcentraties op locaties waar soorten en vegetaties van belang voorkomen:

- de concentraties in de bodem van totaal stikstof, totaal kalium, totaal fosfor en biobeschikbaar fosfor (Olsen methode),
- de concentraties in het ondiep grondwater van nitraat, nitriet, ammonium, orthofosfaat en sulfaat (als indicator voor nitraatbelasting in gronden rijk aan ijzersulfide),
- de concentraties in het oppervlaktewater van nitraat, nitriet, ammonium, totaal stikstof, totaal fosfor, orthofosfaat, sulfaat.

Deze dataset moet nog statistisch geanalyseerd worden, maar op vrij korte termijn kunnen we hier al beschrijvende statistieken uit destilleren (ranges per milieuv variabele en habitat/biotoop). Het gaat echter om een beschrijving van de vereiste milieutoestand, maar nog niet van de tolereerbare nutriëntenbelasting (= flux, o.a. via bemesting of uitscheiding bij begrazing).

- Elementen waarvoor bijkomend onderzoek nodig is

Kritische lasten voor diverse nutriënten (minstens N en P), al dan niet opgesplitst per pathway, vergen literatuurstudie en in de meeste gevallen bijkomend onderzoek.

Er is ook de vraag naar welk niveau van begrazing/beweiding nog mogelijk is zonder een hypotheek te leggen op de realisatie van de instandhoudingsdoelen. En in welke mate daarbij nog ruimte is voor bijvoederen. Deze vraag wordt onderzocht in het kader van de samenwerking rond wetenschappelijke ondersteuning door INBO aan VLM.

2 Ruimtelijke schaal waarop beoordeling mogelijk is

Tot op welke ruimtelijke schaal is de effectenbeoordeling wetenschappelijk te onderbouwen (subregionaal, SBZ-gebied, SBZ-deelgebied, eventueel tot op bedrijfs/perceelsniveau)?

Er bestaan verschillende transportmodellen om nutriëntenstromen te modelleren tussen de milieucompartimenten. Het is aan de beheerders van deze modellen om aan te geven wat de mogelijkheden/beperkingen zijn van hun tools (en dus de ook op welke ruimtelijke schaal ze best gebruikt worden). Op dit moment is er slechts een selectie van gebieden waar gebiedspecifieke modellen beschikbaar zijn.

Het INBO beschikt over een 40-tal literatuurreferenties die handelen over invloedsafstanden van ammoniakvervluchtiging.

Er is ook een MAP meetnet zie <https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/waterkwaliteit-oud/chemie/map/veelgestelde-vragen/waar-meet-de-vmm-de-waterkwaliteit-in-landbouwgebied>. In het meest recente rapport (VMM, 2022) staan kaartjes met de kwaliteit.

3 Causaal verband landbouwgebruik – impact op IHD-doelen

De nutriëntenrijkdom en mineralensamenstelling van bodem en water bepalen in hoge mate welke levensgemeenschappen op een locatie kunnen voorkomen. De meerderheid van de Europees te beschermen habitattypes in Vlaanderen is van nature gelimiteerd door de beschikbaarheid van nutriënten op de standplaats (Van Calster *et al.*, 2020). Stikstof, fosfor of beide zijn daarbij de belangrijkste limiterende nutriënten. Heel wat plantensoorten die typisch zijn voor de habitattypes (Oosterlynck *et al.*, 2013) zijn gebonden aan deze gelimiteerde omstandigheden. Bij een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten (voornamelijk stikstof, fosfor en kalium) wordt de oorspronkelijk aanwezige nutriëntenlimitatie opgeheven waardoor concurrentiekrachtige plantensoorten (zoals bepaalde grassen en brandnetels) de overhand nemen in de vegetatie. Dit leidt op vrij korte termijn tot het achteruitgaan en uiteindelijk zelfs verdwijnen van de minder concurrentiekrachtige, habitattypische plantensoorten. Om het duurzaam behoud van de habitats te verzekeren en ze in een gunstige staat van instandhouding te brengen (doel van het instandhoudingsbeleid), moet in de meeste gevallen de totale nutriëntenbelasting sterk dalen. Naargelang de lokale situatie betreft het dan vooral de stikstoflast of de fosforlast (soms beide, al dan niet sequentieel).

Uit de nutriflowstudie van Vingerhoets *et al.* (2021) blijkt dat 39,2% van de stikstof en 3,3% van de fosfor (vooral ingebracht via veevoeder en het gebruik van kunstmest) doorheen het agrovoedingssysteem verloren gaat naar de omgeving. Dat gebeurt vooral via de lucht, in mindere mate via het oppervlaktewater of via opslag in de bodem. De stikstofuitstoot via de lucht betreft vooral het niet-reactieve stikstofgas, afkomstig van nitrificatiedenitrificatieprocessen in mestverwerking en afvalwaterzuivering en afvalverbranding. Het reactieve stikstof komt voornamelijk vrij als ammoniak (NH₃) bij toepassing van meststoffen en dierlijke mest bij plantaardige productie of als NH₃-emissies uit de stal en weiland bij veeteelt. Fosfor verlaat het agrovoedingssysteem eerder via uitspoeling vanuit de plantaardige productie en via het afvalwater.

Emissiemetingen wijzen uit dat de ammoniakemissiepotentiaal van de (top)bodem sterk toeneemt net na bemestingen (bv. Flechard *et al.*, 2010; Personne *et al.*, 2015). Een kritische parameter voor bodememissie van ammoniak is de pH (meer vervluchtiging bij hoge mest-pH-waarden). De reële emissie is ook sterk afhankelijk van de tijd en wijze van applicatie, de

bodemtextuur en -waterhuishouding en de mestvorm. De grootteorde van ammoniakemissie bij organische bemestingen is niet onbelangrijk: de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) geeft aan dat bijna 23% van de ammoniakuitstoot door de veeteelt in Vlaanderen optreedt bij de mestaanwending op het land (VMM, 2022). De vervluchtiging van ammoniak uit net bemeste percelen kan aldus lokaal leiden tot pieken in de ammoniakconcentratie in de lucht en tot aanzienlijke deposities in de directe omgeving, bovenop de atmosferische depositie.

Via afvloeiing vanaf hoger gelegen landbouwpercelen kunnen nutriënten afkomstig uit bemesting afspoelen naar lager gelegen percelen met stikstofgevoelige habitats of soorten. Het kan daarbij gaan om oppervlakkig afspoelend neerslagwater waarin nutriënten zijn opgelost (vooral bij fikse neerslag kort na bemesting), alsook om afspoelende bodemdeeltjes (modderstromen) die beladen zijn met nutriënten (vaak fosfor). Afspoelend water kan ook rechtstreeks in (vooral) stromend oppervlaktewater terechtkomen (grachten, beken). Het habitattype 3260 van stromende wateren wordt daardoor negatief beïnvloed en zal uiteindelijk verdwijnen wanneer de concentratie totaalfosfor in het water te hoog wordt (Leyssen *et al.*, 2014). Ook Europees te beschermen soorten zoals beekprik (*Lampetra planeri*) en rivierdonderpad (*Cottus gobio* s.l.) lijden onder een slechte waterkwaliteit door eutrofiëring (ANB, 2017; Van Thuyne *et al.*, 2019). Verder stroomafwaarts in de beekvallei kan overstroming met verontreinigd beekwater leiden tot afzetting van nutriëntenrijk slib in stikstofgevoelige habitats. Vooral daar waar landbouwpercelen direct grenzen aan beeksystemen (zoals in veel Kempische beekvalleien of in de Vlaamse Ardennen) kan dit voor problemen zorgen.

Op percelen waarvan de bodem oververzadigd is met stikstof, treedt uitloging ('leaching') van nitraat (en in mindere mate ammonium) op naar het grondwater. Na enige tijd treedt dit grondwater op een andere locatie (stroomafwaarts en lager gelegen t.o.v. het infiltratiegebied) uit als kwel in een vallei. De daar aanwezige kwelgebonden vegetaties worden dan negatief beïnvloed door de verhoogde aanvoer van stikstof. Vaak gaat het om zeer stikstofgevoelige habitattypes (bv. zuur laagveen 7140, blauwgrasland 6410) of regionaal belangrijke biotopen (bv. dotterbloemgrasland).

Wanneer het nitraatbeladen grondwater op zijn reis door de ondergrond pyriethoudende lagen doorkruist, treedt een chemische reactie op waarbij sulfaat in oplossing gaat en meegevoerd wordt. Op zijn beurt leidt het meegevoerde sulfaat in het kwelgebied tot vrijstelling van voorheen gebonden fosfaat en/of tot versnelde mineralisatie van organisch materiaal. De gelijktijdige toevoer van nitraat en fosfaat veroorzaakt een versterkte eutrofiëring van de kwelgebonden vegetaties (De Becker, 2020, p. 48-51). De bovenloop van de Zwarte Beek is een bekend voorbeeld van een SBZ-H waar de beschreven problematiek zich scherp stelt (De Becker, 2017, 2020).

Een gelijkaardig proces van eutrofiëring kan ook optreden in door kwelwater gevoede vegetatierijke plassen, waar met nitraat aangerijkt grondwater in het oppervlaktewater terechtkomt en zo eutrofiëring veroorzaakt. Dit is bijvoorbeeld het geval bij habitattype 3150 in de Damvallei (Smolders *et al.*, 2006).

Merk op dat de pathway via het grondwater niet vereist dat de betrokken percelen fysiek aan elkaar raken of in elkaars directe nabijheid gelegen zijn. **De landbouwkundig bemeste percelen in het hogerop gelegen inzigggebied** (infiltratiezone, 'catchment area') **kunnen honderden meters tot enkele kilometers afstand verwijderd zijn van de percelen met kwelvegetatie waar de negatieve effecten zich voordoen.** Toch staan deze percelen functioneel met elkaar in verbinding via het grondwater. Ook over grotere afstand kan bemesting dus negatieve effecten hebben op de staat van instandhouding van -in dit geval kwelgebonden- habitats.

Bij een korte onderlinge afstand, en dus kortere grondwaterstroombanen, zal het negatief effect zich evenwel sneller manifesteren in het kwelgebied dan wanneer de stroombanen lang zijn. Dit pleit voor het prioritair inzetten van een maatregel (bv. nulbemesting) in systemen

met korte omlooptijden, d.w.z. systemen waarbij relatief kleine infiltratiezones gelegen zijn op korte afstand (bv. binnen dezelfde SBZ) van de uittreedzone met gevoelige vegetatie.

4 Welke voor de effectbeoordeling mogelijk belangrijke inzichten of data ontbreken er nog op de diverse schaalniveaus?

Het INBO investeert al jaren in standplaatsonderzoek en beschikt ondertussen over een uitgebreide dataset met concentraties van nutriënten op locaties met Natura 2000 habitattypes en regionaal belangrijke biotopen. Daarmee kunnen we de geschikte nutriëntentoestand per vegetatie beschrijven in verschillende milieucompartmenten: bodem, ondiep grondwater en oppervlaktewater. Deze waarden zouden echter nog vertaald moeten worden naar de nutriëntenbelasting die compatibel is met de ontwikkeling van deze vegetaties: m.a.w. welke dosis mag er nog jaarlijks toegediend worden zodat de nutriëntenconcentraties in de verschillende milieucompartmenten binnen het geschikte bereik blijven? Kunnen we bijvoorbeeld voor een aquatisch habitatype een maximale fosforbelasting in kg/jaar per m³ of ha bepalen, in plaats van concentraties orthofosfaat of totaal fosfor in de waterkolom?

Om de link tussen concentraties (toestand) en belasting (flux) te maken, kunnen emissie- en transportmodellen van nutriënten worden ingezet. Het gebruik van modellen gaat gepaard met aannames en men moet keuzes maken in de gewenste graad van detail (trade-off tussen generalisatie/vereenvoudiging en data-intensieve modellering). Zeker wanneer er sprake is van transport op langere afstand in een reactieve (onder)grond, neemt de onzekerheid op de resultaten toe. Voor zover we weten is deze oefening zeker niet te beschouwen als routinematig. Deze stap zal samenwerking vergen met andere kenniscentra en met de ontwerpers/beheerders van de verschillende emissie- en transportmodellen.

De conclusies van zo'n oefening kunnen nog aangevuld worden met de resultaten van empirisch onderzoek (fertilisatie-experimenten met stikstof- en/of fosfortoevoer) die in de literatuur te vinden zijn.

Een aantal kennisleemten kunnen waarschijnlijk beter ingevuld worden door onderzoek op het ILVO.

5 Prioritering om leemten in te vullen

Hiervoor moet er eerst een meer volledig overzicht van de kennisleemten gemaakt worden en bekeken worden welke kenniscentra over welke data beschikken. Dit moet overschrijdend over administraties en onderzoeksinstellingen gebeuren.

6 Staat er nog een aanpassing van de "gunstige abiotische bereiken" in het vooruitzicht in relatie tot de nutriëntendruk?

In 2020 werden 'gunstige abiotische bereiken' gepubliceerd voor de Europees beschermde habitats (Van Calster *et al.*, 2020). Een gunstig abiotisch bereik van een milieuvariabele is het globale meetbereik van die milieuvariabele waarbuiten de vegetatie van een habitatsubtype niet meer duurzaam kan functioneren. M.a.w.: het bereik waarbuiten we veronderstellen dat het habitatype niet meer in lokale gunstige staat van instandhouding (doel van het instandhoudingsbeleid) zal blijven. De gehanteerde methodiek is in 2019 gereviewd door een Wetenschappelijke Toetsingscommissie bestaande uit drie onafhankelijke wetenschappers en is voorgelegd aan de Wetenschappelijke Begeleidingscommissie (ecologisch onderlegde experts van de verschillende belangengroepen).

De gunstige abiotische bereiken zijn deels gebaseerd op literatuuronderzoek en eigen INBO onderzoek, maar hernemen ook sommige bestaande normen/referentiewaarden:

- De bereiken voor stikstofdepositie zijn overgenomen uit eerder gepubliceerde kritische depositiewaarden.
- De andere bereiken voor aquatische habitattypes komen grotendeels overeen met de wettelijke milieukwaliteitsnormen of met de referentiewaarden voor de 'zeer goede ecologische toestand' zoals gedefinieerd in de Kaderrichtlijn Water. De manier waarop deze waarden voor passende beoordelingen moeten worden gebruikt wordt beschreven in de onlangs gepubliceerde praktische wegwijzer 'eutrofiëring via oppervlaktewater' (ANB)¹.
- De andere bereiken voor (semi-)terrestrische vegetaties komen uit literatuur en eigen INBO onderzoek en zijn nog niet opgenomen in een praktische wegwijzer. INBO heeft aanbevelingen voor hun gebruik gepubliceerd in een advies op eigen initiatief (Herr et al. 2021).

Zoals hoger vermeld werkt het INBO momenteel aan een herziening van de kritische depositiewaarden voor stikstofdepositie en aan een mogelijke uitbreiding naar regionaal belangrijke biotopen. Resultaten worden binnen enkele weken verwacht. Op korte termijn (1-2 jaar) komt er geen nieuwe versie van de andere gunstige abiotische bereiken. Een volgende update kan waarschijnlijk binnen 5-10 jaar verwacht worden.

Voor een recente stand van zaken over de publicatie en update van de praktische wegwijzers eutrofiëring via oppervlaktewater, bodem en grondwater (incl. de eventuele update van de officiële referentiewaarden) verwijzen we graag naar het ANB dat dit proces coördineert.

Het rapport over de gunstige abiotische bereiken (Van Calster *et al.*, 2020) is deels gebaseerd op een steeds doorlopend onderzoek op INBO naar de standplaatsvereisten van soorten en vegetatietypes (o.a. voor de Natura 2000 habitats en regionaal belangrijke biotopen). Onze dataset met standplaatsvereisten is uitgebreider dan Van Calster *et al.* (2020): hij bevat ook metingen voor regionaal belangrijke biotopen en op locaties waar habitats momenteel in ongunstige staat van instandhouding voorkomen. Deze dataset wordt continu uitgebreid en wordt regelmatig gebruikt in ecohydrologische studies en natuurherstelprojecten, maar leidt niet systematisch tot officiële publicaties die i.h.k.v MAP7 zouden kunnen worden gebruikt.

Goed om te weten:

De zogenaamde LSVI tabellen (= tabellen voor de bepaling van de Lokale Staat van Instandhouding van de habitats, Oosterlynck *et al.*, 2020) bevatten geen referentiewaarden/grenswaarden/normen voor nutriëntenbelasting. De Lokale Staat van Instandhouding wordt enkel en alleen aan de hand van biotische kenmerken bepaald, zoals de vegetatiesamenstelling en -structuur, de mate van verstoring, en de ruimtelijke context van een habitatvlek.

7 Prioritering van monitoring – onderzoek

In het kader van de design van de Meetnetten Natuurlijk Milieu (MNM) werden afwegingskaders opgezet om zowel milieudrukken als habitattypes binnen milieudrukken te prioriteren wat betreft monitoring. De MNM beogen systematisch informatie te verschaffen over de toestand en de trend van het natuurlijk milieu (abiotiek) van de Natura2000-habitattypes en regionaal belangrijke biotopen. Ze moeten tevens toelaten milieudrukken op te volgen die het behalen van de instandhoudingsdoelen voor habitattypes verhinderen of bedreigen op Vlaams niveau. Op basis van actuele beïnvloeding door elke milieudruk (gebaseerd op een INBO-expertenbevraging) en gevoeligheid voor elke milieudruk (gebaseerd op de effectenindicator) voor elk (sub)type habitat en rbb, werden de milieudrukken geprioriteerd (Herr et al. 2019). Dit maakte het eveneens mogelijk om de doelpopulaties (types habitat en rbb's) af te bakenen per milieudruk, waarbinnen types gerangschikt zijn volgens beïnvloeding en gevoeligheid.

¹ <https://pww.natuurenbos.be/eutrofiëring-oppervlaktewater>

Hiervoor werden vijf categorieën onderscheiden: hoge, matige en lage invloed van de milieudruk op het (sub)type op niveau Vlaanderen, geen betekenisvolle invloed op het (sub)type op niveau Vlaanderen maar het is wel gevoelig en ten slotte geen betekenisvolle invloed op het (sub)type op niveau Vlaanderen maar het is potentieel gevoelig.

Wat betreft de milieudrukken 'Eutrofiëring via de bodem', 'Eutrofiëring via grondwater' en 'Eutrofiëring via oppervlakte- en inundatiewater', scoren respectievelijk 19, 17 en 21 van de in totaal 89 beschouwde (sub)types habitat en rbb's het hoogst op ingeschatte beïnvloeding. Dit betekent dat werd ingeschat dat deze milieudrukken actueel een hoge invloed in Vlaanderen uitoefenen op deze types. Daarnaast werd voor nog respectievelijk 19, 20 en 23 habitats en rbb's een matige invloed op niveau Vlaanderen van deze milieudrukken ingeschat. Desalniettemin werden respectievelijk 84, 65 en 86 types habitat en rbb ingeschat als ten minste gevoelig voor Eutrofiëring via de bodem, Eutrofiëring via grondwater en Eutrofiëring via oppervlakte- en inundatiewater.

Deze categorieën per (sub)habitattype kunnen gebruikt worden om SBZ-H-gebieden te prioriteren op basis van het proportioneel voorkomen van de (sub)habitat types die in de categorie van hoge of matige beïnvloeding vallen voor de milieudrukken Eutrofiëring via bodem, oppervlaktewater en grondwater. In onderstaande tabel werden de SBZ-H-gebieden gerangschikt volgens het proportioneel aandeel van (sub)habitat types met hoge impact door eutrofiëring (met name, die minstens 1 maal de categorie hoog scoorden voor één van de drie milieudrukken eutrofiëring). Ter vergelijking werd dezelfde oefening uitgevoerd voor de (sub)habitat types met hoge of matige impact door eutrofiëring (met name, minstens éénmaal de categorie hoog of matig voor één van de drie milieudrukken eutrofiëring).

Deze lijst is een eerste benadering van een mogelijke prioritering van gebieden voor monitoring volgens de geschatte invloed van eutrofiëring en de gevoeligheid van habitat(sub)types. Binnen het tijdsbestek van dit advies kon dit enkel gebeuren voor habitat types (niet voor rbb's) en enkel voor SBZ-H-gebieden (niet voor SBZ-V en niet voor VEN). Het is logisch dat zoekzones in de buurt van deze gebieden als even prioritair beschouwd kunnen worden. Ze hebben immers dezelfde potentie en de ontwikkelen habitats zullen in dezelfde lijn van gevoeligheid liggen.

De oppervlaktecijfers per SBZ-H zijn overgenomen uit Paelinckx *et al.* (2021; gebaseerd op de BWK-Habitatkaart versie 2020, De Saeger *et al.*, 2020). Daarnaast onderstrepen we dat de analyse gebaseerd is op een expertenoordeel over de actuele invloed van de milieudruk eutrofiëring (via bodem, oppervlakte- en inundatiewater en grondwater; niet via lucht) voor de habitat types in Vlaanderen. Het betreft dus een analyse op hoofdlijnen, waarbij het niet haalbaar was om gebiedskennis erbij te betrekken. Een meer diepgaande analyse met breder overleg (op basis van de recentste oppervlaktecijfers uit 2023 en zo nodig met uitbreiding naar rbb's en naar SBZ-V en VEN-gebieden) is noodzakelijk om beter onderbouwde conclusies te kunnen trekken qua prioritering van gebieden voor monitoring.

Tabel 1: SBZ-H-gebieden gerangschikt volgens oppervlakte-aandeel eutrofiëringsgevoelig habitat

Gebieds- code	Gebiedsnaam	Opp. zeker habitat (ha)	Habitat met hoge impact door eutrofiëring		Habitat met hoge of matige impact door eutrofiëring	
			Opp. zeker habitat (ha)	Opp.- aandeel (%)	Opp. zeker habitat (ha)	Opp.- aandeel (%)
BE2200037	Uiterwaarden langs de Limburgse Maas met Vijverbroek	186	177	95	183	98
BE2100019	Het Blak, Kievitsheide, Ekstergoor en nabijgelegen Kamsalamanderhabitats	237	163	69	176	74
BE2200033	Abeek met aangrenzende moerasgebieden	412	277	67	282	68
BE2200041	Jekervallei en bovenloop van de Demervallei	131	86	65	125	95
BE2100040	Bovenloop van de Grote Nete met Zammelsbroek, Langdonken en Goor	642	406	63	486	76
BE2200028	De Maten	164	101	62	119	73
BE2200034	Itterbeek met Brand, Jagersborg en Schootsheide en Bergerven	222	128	58	128	58
BE2100026	Valleigebied van de Kleine Nete met brongebieden, moerassen en heiden	878	460	52	612	70
BE2200032	Hageven met Dommelvallei, Beverbeekse Heide, Warmbeek en Wateringen	208	92	44	141	68
BE2100024	Vennen, heiden en moerassen rond Turnhout	592	250	42	360	61
BE2100017	Bos- en heidegebieden ten oosten van Antwerpen	1709	659	39	812	48
BE2200043	Bosbeekvallei en aangrenzende bos- en heidegebieden te As-Opglabbeek-Maaseik	197	75	38	86	44
BE2400010	Valleigebied tussen Melsbroek, Kampenhout, Kortenberg en Veltem	836	299	36	707	85

BE2200031	Valleien van de Laambeek, Zonderikbeek, Slangebeek en Roosterbeek met vijvergebieden	1285	444	35	505	39
BE2400014	Demervallei	717	243	34	276	39
BE2400012	Valleien van de Winge en de Motte met valleihellingen	1018	324	32	644	63
BE2200042	Overgang Kempen-Haspengouw	157	48	31	75	48
BE2500001	Duingebieden inclusief Ijzermoude en Zwin	2712	776	29	1300	48
BE2300044	Bossen van het zuidoosten van de Zandleemstreek	703	198	28	309	44
BE2300005	Bossen en heiden van zandig Vlaanderen: oostelijk deel	1292	329	25	369	29
BE2300007	Bossen van de Vlaamse Ardennen en andere Zuidvlaamse bossen	1967	458	23	1550	79
BE2100045	Historische fortengordels van Antwerpen als vleermuizenhabitat	59	13	21	13	22
BE2400009	Hallerbos en nabije boscomplexen met brongebieden en heiden	867	173	20	768	89
BE2100020	Heesbossen, Vallei van Marke en Merkske en Ringven met valleigronden langs de Heerlese Loop	130	25	19	29	23
BE2300006	Schelde- en Durmeëstuarium van de Nederlandse grens tot Gent	5521	987	18	1025	19
BE2500004	Bossen, heiden en valleigebieden van zandig Vlaanderen: westelijk deel	1138	198	17	253	22
BE2500002	Polders	127	17	13	127	100
BE2400011	Valleien van de Dijle, Laan en IJse met aangrenzende bos- en moerasgebieden	2064	250	12	735	36
BE2200029	Vallei- en brongebied van de Zwarte Beek, Bolisserbeek en Dommel met heide en vengebieden	3336	402	12	1056	32
BE2100016	Klein en Groot Schietveld	1229	146	12	682	55

BE2200036	Plateau van Caestert met hellingbossen en mergelgrotten	68	8	11	29	42
BE2200038	Bossen en kalkgraslanden van Haspengouw	883	96	11	423	48
BE2200035	Mechelse Heide en vallei van de Ziepbeek	1101	103	9	246	22
BE2200039	Voerstreek	635	59	9	261	41
BE2200030	Mangelbeek en heide- en vengebieden tussen Houthalen en Gruitrode	1509	128	9	455	30
BE2500003	Westvlaams Heuvelland	731	41	6	257	35
BE2100015	Kalmthoutse Heide	939	15	2	550	59
BE2400008	Zoniënwoud	2439	16	1	218	9

8 Impact op soorten

- Elementen van een antwoord die direct aangeleverd kunnen worden

Momenteel wordt met fauna nog nauwelijks rekening gehouden bij de beoordeling van (extra) nutriënten op ecosystemen. Hoogstens gebeurt een ruwe inschatting van de verwachte impact op de vegetatie(structuur) en de kenmerkende planten waarvan de betreffende fauna afhangt.

- Zoals onder punt 3 uitgelegd zorgt een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten ervoor dat concurrentiekrachtige plantensoorten de overhand nemen in de vegetatie. Dit resulteert in een dichtere en meer productieve vegetatie die het microklimaat wijzigt, waardoor de ontwikkeling van eieren en larven niet meer normaal kan verlopen. Vooral warmteminnende soorten en soorten waarvan eieren en larven gevoelig zijn voor o.a. schimmelinfecties (toegenomen luchtvochtigheid) zijn kwetsbaar. Bodembewonende soorten die afhankelijk zijn van een open vegetatiestructuur met kale bodem verminderen in diversiteit en abundantie of verdwijnen.
- Deze wijziging (doorgaans vermindering) van de plantendiversiteit en wijziging van de abundantieverhoudingen tussen plantensoorten heeft een directe invloed op faunasoorten die van specifieke planten afhankelijk zijn als waardplant voor de larven of voedselbron voor adulten, inclusief nectar- en pollenaanbod voor bloembezoekende insecten (pollinatoren).
- Soorten die relatief nauwe niches in meso- tot oligotrofe, slecht gebufferde tot zure habitats bezetten, lopen de grootste kans om negatieve effecten te ondervinden. Hoge(re) stikstofconcentraties leiden ertoe dat stikstof in niet verteerbare vorm of in toxische verbindingen voorkomt of dat de C:N:P verhoudingen en concentraties aan sporenelementen dermate uit balans geraten dat normale voortplanting en ontwikkeling in het gedrang komen. De precieze mechanismen en impact kunnen van soort tot soort verschillen en kunnen erg complex zijn (bv. via interactie met wijzigingen in mycorrhizae in de bodem of externe factoren zoals klimaatverandering). Veranderingen in voedselkwaliteit worden meer en meer in verband gebracht met de recente achteruitgang van verschillende soorten herbivore insecten, waaronder typische graslandvlinders en sprinkhanen (van meso- tot oligotrofe milieus) die te lijden hebben onder de gewijzigde chemische samenstelling van de voedselplanten waarop de larven leven. Sommige soorten ondervinden voordeel van hogere stikstofconcentraties wanneer stikstof voor hen

wel in verteerbare vorm aanwezig is, wat in sommige gevallen tot plaagvorming kan leiden, zoals gedocumenteerd is voor o.a. het heidehaantje en de processierupsvlinder (Bobbink 2021). Hier is een zekere parallel te trekken met stikstof-/voedselminnende, vaak competitieve plantensoorten, die vooruitgaan ten koste van minder competitieve, maar voor de habitats kenmerkende plantensoorten (vaak gecatalogeerd als 'storingssoorten'). De combinatie van al die effecten op de herbivore ongewervelde fauna heeft uiteraard gevolgen voor de abundantie en soortendiversiteit aan predatoren hoger in de voedselketen, zoals amfibieën, reptielen, vogels en zoogdieren en van parasitaire soorten. Het is zeer waarschijnlijk dat deze kettingreactie een van de drivers is voor de sterke achteruitgang in de voorbije decennia van de biomassa en diversiteit aan ongewervelden.

- Tot slot zorgt stikstofdepositie ook voor 'chemische stress' bij fauna van aquatische en semi-aquatische milieus via diverse 'pathways' met blootstelling aan allerlei toxische effecten die soorten doet verdwijnen.
- Elementen van een antwoord die nog meer tijd nodig hebben

Er is momenteel een praktische wegwijzer in opmaak (INBO in opdracht van ANB) met betrekking tot de impact van verontreiniging en eutrofiëring via (stromend) oppervlaktewater op (leefgebieden van) soorten. Oplevering wordt verwacht eind april. Daarin worden evenwel geen maximale lozingswaarden gedefinieerd.

De literatuur rond de impact van stikstofdepositie is groeiende, zie bv. het recente reviewartikel van Vogels *et al.* (2023). Een literatuurstudie van effecten kan ons inziens op korte tijd zinvolle informatie opleveren.

- Elementen van een antwoord waarvoor bijkomend onderzoek nodig is

Er kan nagegaan worden in welke mate de impact op IHD-soorten al gevat is via de impact op habitats en regionaal belangrijke biotopen (als leefgebied voor soorten).

Soorten hebben voldoende geschikt leefgebied nodig. De impactevaluatie van bemesting/beweiding moet in principe gebeuren op hun impact op de beschikbare en nog te ontwikkelen oppervlakte aan geschikt leefgebied (ook deels gevat in de zoekzones voor habitats) die nodig is voor realisatie van de IHD-soortendoelen. Zulke beoordeling is op vandaag evenwel niet voor alle soorten mogelijk omdat:

- voor veel soorten in de IHD nog geen duidelijk populatiedoel is gesteld (en nog minder vaak een oppervlaktedoel voor het leefgebied);
- voor veel soorten niet bekend is hoeveel leefgebied minimaal nodig is voor een koppel / broedpaar / lokale populatie / broedkolonie, ...;
- voor veel soorten er nog onvoldoende zicht is op de kwaliteitsvereisten van geschikt leefgebied (en dus nog minder op effecten van milieudrukken op de kwaliteit van het leefgebied).

Al deze aspecten vergen nader onderzoek.

Conclusie

1. Kunnen (boven)grenswaarden vooropgesteld worden voor bemestings- en/of begrazingsregimes die geen aanwijsbare hypotheek leggen op IHD-doelen en/of regionaal belangrijke biotopen?

Tot op vandaag zijn enkel kritische lasten voor habitattypes voor stikstof via de lucht (atmosferische depositie) beschikbaar, dit zijn de kritische depositiewaarden. Voor andere waarden is een literatuurstudie of extra onderzoek noodzakelijk. De meeste habitattypes zijn echter stikstof- of fosforgenoteerd (of beide) en ontwikkelen zich optimaal bij afwezigheid van externe nutriëntentoevoer. Vanuit het oogpunt van instandhouding blijft externe nutriëntenaanrijking bij voorkeur dus afwezig, ook in zoekzones waar gevoelige habitats nog ontwikkeld moeten worden. Vooral fosfooraanrijking moet daarbij in elk geval vermeden worden.

2. Tot op welke ruimtelijke schaal is de effectenbeoordeling wetenschappelijk te onderbouwen? Kan hierbij gedifferentieerd worden tussen inbreng via depositie, mobiliteit via grondwater en oppervlaktewater en vanuit directe mesttoevoer?

Momenteel zijn slechts voor een selectie van gebieden gebiedspecifieke modellen beschikbaar. Er bestaan verschillende transportmodellen om nutriëntenstromen te modelleren tussen de milieucapartimenten. Het is aan de beheerders van deze modellen om aan te geven wat de mogelijkheden/beperkingen zijn van hun tools (en dus de ook op welke ruimtelijke schaal ze best gebruikt worden).

3. Kunnen voldoende causale verbanden tussen landbouwgebruik en effecten op IHD-doelen gelegd worden, ook rekening houdend met nog te ontwikkelen doelen?

De nutriëntenrijkdom en mineralensamenstelling van bodem en water bepalen in hoge mate welke levensgemeenschappen op een locatie kunnen voorkomen. De meerderheid van de Europees te beschermen habitattypes in Vlaanderen zijn gebonden aan nutriëntenarme standplaatsen. 39,2% van de stikstof en 3,3% van de fosfor doorheen het agrovoedingssysteem gaat verloren naar de omgeving. Dat gebeurt vooral via de lucht (emissie na bemesting, uit de stal), in mindere mate via het oppervlaktewater (afvloeiing) of via opslag in de bodem. Om het duurzaam behoud van de habitats te verzekeren en ze in een gunstige staat van instandhouding te brengen, moet in de meeste gevallen de totale nutriëntenbelasting sterk dalen. Ook op locaties waar habitatdoelen gealloceerd zijn, is bemesting, zeker indien deze fosfor bevat, ten stelligste af te raden.

4. Welke voor de effectbeoordeling mogelijk belangrijke inzichten of data ontbreken er nog op de diverse schaalniveaus?

We kunnen de geschikte nutriëntentoestand per vegetatie beschrijven in verschillende milieucapartimenten, maar de kennis over welke dosis (kg/jaar per m³ of ha) er maximaal toegediend mag worden om binnen het geschikte bereik te blijven, ontbreekt. Hiervoor zouden emissie- en transportmodellen van nutriënten ingezet kunnen worden. Een zo correct mogelijke modellering vraagt samenwerking met andere kenniscentra en inbreng van resultaten van empirisch onderzoek.

5. Welke kennisleemten zouden dan prioritair ingevuld moeten worden om bemestings- of begrazingsnormen vast te stellen?

Hiervoor moet eerst bekeken worden welke kenniscentra over welke data beschikken. Dit moet overschrijdend over administraties en onderzoeksinstellingen gebeuren.

6. Staat er nog een aanpassing van de “gunstige abiotische bereiken” in het vooruitzicht in relatie tot de nutriëntendruk?

Op korte termijn (1-2 jaar) komt er geen nieuwe versie van de gunstige abiotische bereiken. Een volgende update kan waarschijnlijk binnen 5-10 jaar verwacht worden.

7. Welke gebieden zijn prioritair om te investeren in meer meetpunten of gericht onderzoek?

Er bestaan afwegingskaders om zowel milieudrukken als habitattypes binnen milieudrukken te prioriteren wat betreft monitoring (Herr *et al.* 2019). We geven in tabel 1 een prioritering van de habitatrichtlijngebieden op basis van het proportioneel voorkomen van voor eutrofiëring gevoelige (sub)habitattypes en de geschatte invloed van eutrofiëring. Het is logisch dat niet alleen de betreffende gevoelige habitats maar ook zoekzones voor dezelfde doelhabitats in en in de buurt van deze gebieden als even prioritair beschouwd worden.

8. Hoe relevant is het om te kijken naar de impact van bemesting en/of begrazing op soorten?

De impact op fauna kan in eerste instantie ruw ingeschat worden op basis van de verwachte impact op de vegetatie(structuur) en de kenmerkende planten waarvan de betreffende fauna afhangt. Soorten die relatief nauwe niches in meso- tot oligotrofe, slecht gebufferde tot zure habitats bezetten, lopen de grootste kans om negatieve effecten te ondervinden. Het gaat enerzijds over de geschiktheid van het leefgebied, maar anderzijds ook over de voedselkwaliteit van herbivore ongewervelde faunasoorten. De abundantie van ongewervelden heeft uiteraard gevolgen voor predatoren hoger in de voedselketen, zoals amfibieën, reptielen, vogels en zoogdieren en van parasitaire soorten. Fauna van aquatische en semi-aquatische milieus ondervinden directe toxische effecten via verontreiniging en eutrofiëring van (stromend) oppervlaktewater.

Referenties

ANB (2016). Kritische depositiewaarden voor stikstof voor Natura 2000 habitattypen. Bijlage bij: Passende Beoordeling Praktische Wegwijzer Effectgroepen voor het Habitatspoor: Effectgroep 3 eutrofiëring, subgroep 3.1 via lucht. Vastleggen huidige werkwijze in afwachting van de ontwikkeling van PAS: overgangsfase, versie 3, 08/01/2016. <https://pww.natuurenbos.be/sites/default/files/2021-10/Bijlage%201%20-%20KDW-Eutrofi%C3%ABring.pdf>

ANB (Agentschap voor Natuur en Bos) (2017). Soortenbeschermingsprogramma voor de beekprik (*Lampetra planeri*), de rivierdonderpad (*Cottus gobio*) en de kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*). Bijlage bij het Ministerieel besluit van 11 december 2017 houdende de vaststelling van een soortenbeschermingsprogramma voor de beekprik (*Lampetra planeri*), de rivierdonderpad (*Cottus gobio*) en de kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*) (zoals verlengd).

Bobbink R. (2021). Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapportnummer RP-20.135.21.35.

Bobbink R., Loran C. & Tomassen H. (2022). Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. German Environment Agency, Texte 110/2022, 358 pp. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/review-revision-of-empirical-critical-loads-of>

CLRTAP (2023). Mapping critical loads for ecosystems, Chapter 5 of: Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-manual>

De Becker P. (2020). Ecohydrologische gebiedsbeschrijvingen voor natuurgebieden in Vlaanderen in het kader van PAS. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Brussel.

2020 (12). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: <https://doi.org/10.21436/inbor.17256788>

De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., De Bruyn A., Debusschere K., Dhaluin P., Erens R., Hendrickx P., Hennebel D., Jacobs I., Kumpen M., Opdebeeck J., Spanhove T., Tamsyn W., Van Oost F., Van Dam G., Van Hove M., Wils C. & Paelinckx D. (2020). Biologische Waarderingskaart en Natura 2000 Habitatkaart, uitgave 2020. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Nr. 35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.18840851>

Flechard C.R., Spirig C., Neftel A. & Ammann C. (2010). The annual ammonia budget of fertilised cut grassland – Part 2: Seasonal variations and compensation point modeling. *Biogeosciences* 7: 537–556. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-7-537-2010>

Goossens E.P., De Schrijver A., Schelfhout S., Vanhellefont M., Verheyen K. & Mertens J. (2021). Phosphorus puts a mortgage on restoration of species-rich grasslands on former agricultural land. *Restoration Ecology* 30 (4): e13523. <https://doi.org/10.1111/rec.13523>

Herr C., Quataert P., Vanderhaeghe F., Adriaens D., De Keersmaeker L. (2019). Afwegingskader voor het opstarten van programmatische aanpakken in het Vlaams Natura 2000-programma. Voor welke andere milieudrukken dan stikstofdepositie is een programmatische aanpak nodig en/of geschikt? Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (31). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.16591811

Herr, C., Raman, M., Wouters, J., Decler, K., De Keersmaeker, L., Denys, L., Vanderhaeghe, F. & Van Calster, H. (2021). Advies over de toepassing van 'gunstige abiotische bereiken' voor de vegetatieontwikkeling van habitatsubtypes in het natuurbeleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; no. INBO.A.4074)

Oosterlynck P., Van Landuyt W. & Paelinckx D. (2013). Selectie habitattypische flora ten behoeve van de Artikel 17 rapportage omtrent de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.R.2013.20. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Oosterlynck P., De Saeger S., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters J., & Paelinckx D. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura2000 habitattypen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.14061248

Paelinckx D., De Saeger S., Oosterlynck P. & Wils C. (2021). Natura 2000 habitats: Vlaanderen in Europees perspectief en belang van de habitatrichtlijngebieden voor het realiseren van hun regionale gunstige staat van instandhouding. Een actualisatie aan de hand van de BWK-Habitatkaart versie 2020. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Nr. 40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.43934741>

Personne E., Tardy F. et al. (2015). Investigating sources and sinks for ammonia exchanges between the atmosphere and a wheat canopy following slurry application with thralling hose. *Agricultural and Forest Meteorology* 207: 11-23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.03.002>

Schippers W., Bax I. & Gardenier M. (2023). Ontwikkelen van kruidenrijk grasland. Zevende, herziene druk. Aardewerk Advies & Bureau Groenschrift.

Smolders A.J.P. & Brouwer E. (2006). Een biogeochemische analyse van de 'Damvallei'. Rapportnummer 2006.05. B-Ware Research Centre, Nijmegen.

Ssymank A., Ellwanger G., Ersfeld M., Ferner J., Lehrke S., Müller C., Raths U., Röhling M. & Vischer-Leopold M. (2021). *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.1: Lebensraumtypen der Meere und Küsten, der Binnengewässer sowie der Heiden und Gebüsche.* NaBiV Heft 172(2.1). Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <https://www.bfn.de/publikationen/schriftenreihe-naturschutz-biologische-vielfalt/nabiv-heft-172-21-das-europaeische>

Ssymank A., Ellwanger G., Ersfeld M., Ferner J., Idilbi I., Lehrke S., Müller C., Raths U., Röhling M. & Vischer-Leopold M. (2022). *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder.* NaBiV Heft 172(2.2). Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <https://www.bfn.de/publikationen/schriftenreihe-naturschutz-biologische-vielfalt/nabiv-heft-172-22-das-europaeische>

Van Calster H., Cools N., De Keersmaeker L., Denys L., Herr C., Leyssen A., Provoost S., Vanderhaeghe F., Vandevoorde B., Wouters J. & M. Raman (2020). Gunstige abiotische bereiken voor vegetatietypes in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.19362510>

Vanden Borre J., Verstraeten A., De Keersmaeker L. Van Uytvanck J. & Hoffmann, M. (2023). Advies over de effectiviteit van geïntensifieerd natuurbeheer als alternatief voor het PAS-reductietraject van stikstofemissies en -depositie. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4752. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Thuyne G., Belpaire C. & De Knijf G. (2019). Staat van instandhouding (status en trends) van de soorten van de Habitatrichtlijn. Deelrapport vissen (rapportageperiode 2013-2018). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (10). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: <https://doi.org/10.21436/inbor.16089384>

Vingerhoets R., De Backer J., Adriaens A., Verbesselt S., De Corte M., Vlaeminck S., Spiller M. & Meers E. (2021). Begroting van stikstof-, fosfor- en eiwitstromen in het agrovoedingssysteem in Vlaanderen: Indicatoren voor efficiëntie en circulariteit. Studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams Planbureau voor Omgeving, Departement Omgeving, Brussel.

Vlaamse Milieumaatschappij (2022), Nutriënten in oppervlakte- en grondwater in landbouwgebied, resultaten 2021-2022.

VMM (Vlaamse Milieumaatschappij) (2023). *Uitstoot ammoniak naar lucht door de landbouw.* Versie: mei 2023 (cijfergegevens 2021). Online: <https://www.vmm.be/sectoren/landbouw/uitstoot-ammoniak-naar-lucht>

Vogels J.J., Van de Waal D.B., Wallis De Vries M.F., Van den Burg A.B., Nijssen M., Bobbink R., Berg M.P., Olde Venterink H. & Siepel H. (2023). Towards a mechanistic understanding of the impacts of nitrogen deposition on producer–consumer interactions. *Biological Reviews* 98 (5): 1712-1731. <https://doi.org/10.1111/brv.12972>

Bijlage 1: Stikstofgevoeligheid voor de Vlaamse habitattypes

Habitat	Stickstoff-Sensitivitätsstufe (ordinale schaal, zie legende)	Range tolereerbare stikstoftoevoer (kg N/(ha.jr)) (omgerekend vanuit Stufe, via legende)
1130	2	10-20
1140	/	/
1310	3	20-30
1320	3	20-30
1330	3	20-30
2110	2	10-20
2120	2	10-20
2130	1-2	3-20
2150	2	10-20
2160	1-2	3-20
2170	1-2	3-20
2180	1-2	3-20
2190	1	3-10
2310	1-2	3-20
2330	1-2	3-20
3110	1	3-10
3130	1	3-10
3140	1	3-10
3150	2-3	10-30
3160	1-2	3-20
3260	1-3	3-30
3270	2-3	10-30
4010	1-2	3-20
4030	1-2	3-20
5130	1-3	3-30
6110	1-4	3-40
6120	1-2	3-20
6210	1-3	3-30
6230	2-3	10-30
6410	2-3	10-30
6430	2-5	10- >40
6510	2-4	10-40
7110	1	3-10
7140	1-2	3-20
7150	1-2	3-20
7210	2-3	10-30
7220	2-3	10-30
7230	2-3	10-30
8310	/	/
9110	1-2	3-20
9120	1-2	3-20

9130	1-2	3-20
9150	2	10-20
9160	2	10-20
9190	1-2	3-20
91D0	1-2	3-20
91E0	1-3	3-30
91F0	2	10-20

Legende

N-Sensitivität:	Stickstoff-Sensitivitätsstufen	
Stufe	Tolerierbarer Stickstoffeintrag	Bezeichnung
1	3-10 kg N/(ha x a)	extrem sensitiv
2	10-20 kg N/(ha x a)	hoch sensitiv
3	20-30 kg N/(ha x a)	sensitiv
4	30-40 kg N/(ha x a)	mäßig sensitiv
5	> 40 kg N/(ha x a)	relativ unempfindlich bis nitrophil
Toelichting:		
De stikstofgevoeligheidsklasse is ingeschat in vijf categorieën (of combinaties daarvan). De inschatting is gebaseerd op expertoordeel.		
Het gaat om de gevoeligheid van het habitatype voor stikstof, onafhankelijk van de bron en de pathway. D.w.z. dat, voor een concrete beoordeling, nagegaan moet worden welk aandeel van de tolereerbare stikstoftoevoer al ingenomen (bezet) wordt door de stikstofdepositie op de betreffende locatie.		
Het bereik (range) weerspiegelt de variatie binnen habitats (habitatsubtypes en eventuele lokale variaties). Voor sommige habitatsubtypes zal de tolereerbare stikstoftoevoer dus eerder aan de ondergrens van het bereik liggen.		
Referenties:		
Ssymank A., Ellwanger G., Ersfeld M., Ferner J., Lehrke S., Müller C., Raths U., Röhling M. & Vischer-Leopold M. (2021). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.1: Lebensraumtypen der Meere und Küsten, der Binnengewässer sowie der Heiden und Gebüsche. NaBiV Heft 172(2.1). Bundesamt für Naturschutz, Bonn.		
https://www.bfn.de/publikationen/schriftenreihe-naturschutz-biologische-vielfalt/nabiv-heft-172-21-das-europaeische		
Ssymank A., Ellwanger G., Ersfeld M., Ferner J., Idilbi I., Lehrke S., Müller C., Raths U., Röhling M. & Vischer-Leopold M. (2022). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder. NaBiV Heft 172(2.2). Bundesamt für Naturschutz, Bonn.		
https://www.bfn.de/publikationen/schriftenreihe-naturschutz-biologische-vielfalt/nabiv-heft-172-22-das-europaeische		