

Advies over de effectiviteit van geïntensifieerd natuurbeheer als alternatief voor het PAS- reductietraject van stikstofemissies en -depositie

Adviesnummer:	<u>INBO.A.4752</u>
Auteurs:	Jeroen Vanden Borre, Arne Verstraeten, Luc De Keersmaeker, Jan Van Uytvanck, Maurice Hoffmann
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	mail van 10 oktober 2023
Geadresseerden:	Departement Omgeving T.a.v. Maarten Hens Koning Albert II laan 15, bus 547 1210 Brussel maarten.hens@vlaanderen.be

Dr. Maurice Hoffmann
Administrateur-generaal wnd.

Wijze van citeren: Vanden Borre J., Verstraeten A., De Keersmaeker L. Van Uytvanck J. en 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

Aanleiding

Op 10 maart 2023 keurde de Vlaamse regering de programmatische aanpak stikstof (PAS) goed. Het programma heeft als doel bij te dragen aan de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD) van de Europees te beschermen habitats en soorten. De door de Vlaamse regering vastgestelde PAS voorziet in een combinatie van emissie- en depositiereductie (een emissiereductietraject tussen 2015 en 2030 van -45% voor NO_x en -40% voor NH₃) en grootschalig herstelbeheer van A- en B-habitats.

De vraag rijst welke rol een geïntensifieerd beheer van Europees te beschermen habitats wel en niet kan spelen in de bredere context van het realiseren van de instandhoudingsdoelstellingen, uitgaande van het aanhouden van de actuele evolutie in stikstofdepositie. Dit wil zeggen bij ongewijzigd beleid, zonder het hoger vermelde PAS-reductietraject.

Vraag

Kan een versterkte inzet op (recurrent) beheer een vertraagde afname van de depositie compenseren? En bij uitbreiding, in hoeverre kan beheer de impact van stikstofdepositie compenseren indien we uitgaan van het aanhouden van de actuele evolutie in stikstofdepositie, dus zonder dat er op korte termijn bijkomende emissie reducerende maatregelen voorzien worden?

Toelichting

1 Actuele en verwachte evolutie van habitats in overschrijding bij ongewijzigd beleid

Voor de rapportage over de staat van instandhouding van de habitats 2013-2018 (Paelinckx *et al.*, 2019) rekende VITO voor elk habitattype de oppervlakteaandelen¹ in overschrijding door, d.w.z. de oppervlakte waar de stikstofdepositie hoger is dan de kritische depositiewaarde (KDW) voor dat habitattype. Dit gebeurde met de toen beschikbare gegevens (VLOPS2017, meteo en emissies 2012, Habitatkaart 2018) en met toepassing van het toekomstscenario BAU2030². Daaruit bleek dat in 2030 nog steeds 22 habitattypes onderhevig zullen zijn aan een hoge druk door stikstofdepositie (tabel 1). Een hoge druk is in deze gedefinieerd als meer dan 25% oppervlakteaandeel in overschrijding. Bovendien is voor minstens tien habitats de verwachte daling in overschrijdingen als gevolg van autonome evoluties en beslist beleid tussen 2012 en 2030, minimaal (1% of minder)³.

¹ Het gaat om het aandeel t.o.v. de totale oppervlakte van het habitattype in Vlaanderen, zowel binnen als buiten SBZ-H.

² Het BAU2030-scenario ("business as usual") beschrijft de autonome en beleidsgestuurde ontwikkelingen tussen nu en 2030.

³ Uit andere bronnen kunnen afwijkende cijfers naar voren komen met betrekking tot de evolutie van aandelen van habitattypes in overschrijding. Dit kan te maken hebben met het gebruik van een recenter, verbeterd model (momenteel: VLOPS23) dat op data van voorgaande jaren wordt toegepast. Een ander belangrijk verschil is of de oppervlakteaandelen bepaald worden op de totale oppervlakte van het habitattype in Vlaanderen of enkel op de oppervlakte binnen SBZ-H. Voor individuele habitattypes kan dit tot beduidend afwijkende cijfers leiden, maar de algemene conclusie verandert daardoor niet, met name dat de evoluties bij ongewijzigd beleid niet volstaan om de instandhoudingsdoelen te bereiken.

Tabel 1. Habitattypes met meer dan 25% oppervlakteaandeel in overschrijding in 2030 volgens het BAU2030-scenario (Paelinckx et al., 2019, bijlage 6). Ter illustratie van de evolutie geven we ook het aandeel in overschrijding in 2012 (VL0PS2017) weer. Voor de definitie van A- en B-habitats: zie 4.1.

Habitat-code	Verkorte habitatnaam	Oppervlakteaandeel in overschrijding in 2030	Oppervlakteaandeel in overschrijding in 2012
A-habitats			
2130	Vastgelegde duinen	42 %	89 %
2150	Vastgelegde ontkalkte duinen	100 %	100 %
2310	Droge heide op landduinen	55 %	100 %
2330	Open grasland op landduinen	100 %	100 %
3110	Zeer zwakgebufferde vennen	100 %	100 %
3130	Zwakgebufferde vennen	98 %	98 %
3160	Dystrofe vennen	100 %	100 %
4010	Vochtige heide	51 %	95 %
4030	Droge heide	55 %	100 %
5130	Jeneverbesstruwelen	100 %	100 %
6230	Heischrale graslanden	100 %	99 %
7110	Actief hoogveen	100 %	100 %
7150	Pioniervegetaties met snavelbiezen	49 %	89 %
9110	Veldbies-beukenbossen	57 %	100 %
9120	Eiken-beukenbossen op zure bodem	41 %	99 %
9190	Oude eiken-berkenbossen	97 %	98 %
B-habitats			
3140	Kranswierwateren	100 %	100 %
6120	Stroomdalgraslanden	93 %	100 %
6410	Blauwgraslanden	89 %	100 %
7140	Overgangs- en trilveen	65 %	100 %
7230	Alkalisch laagveen	91 %	100 %
9150	Kalkminnende beukenbossen	45 %	85 %

Volgens de door de EU voorgeschreven regels (Annex E van DG Environment, 2005, 2022) leidt een oppervlaktaandeel van meer dan 25% dat lokaal in ongunstige staat van instandhouding is, tot een zeer ongunstige staat van instandhouding voor dat habitatype op Vlaams niveau. Gelet op de verwachte overschrijdingspercentages in 2030 volgens het BAU-scenario (zie tabel 1), en de ongunstige lokale toestand die daaruit voor die locaties volgt, zal minstens voor alle vermelde A-habitats, en zeer waarschijnlijk ook voor meerdere van de vermelde B-habitats, de regionale staat van instandhouding in 2030 nog steeds zeer ongunstig zijn. De verwachte evoluties in stikstofemissie en -depositie onder de actueel geldende beleidsmaatregelen volstaan niet om de oppervlaktaandelen in overschrijding voldoende terug te dringen.

Ook uit de plan-MER voor het PAS-programma bleek al dat er in het BAU2030-scenario geen enkel SBZ-H zal zijn waar er voor geen enkel habitatype een overschrijding is (Kenter & Mieco-effect, 2023, p. 67). Ook dat gegeven duidt erop dat de te verwachten evoluties in stikstofemissie tot 2030 bij ongewijzigd beleid niet volstaan om de deposities voldoende terug te dringen opdat de instandhoudingsdoelen haalbaar worden.

Merk op dat er, na een adequate verlaging van de stikstofdepositie, ook rekening gehouden moet worden met een zekere vertraging voordat de positieve effecten zich vertalen in een significante verbetering van de habitatkwaliteit (zie onder meer Stevens, 2016, Berendse et al. 2021, Power et al., 2006, Strengbom et al., 2001). De vertragsingsduur is op voorhand moeilijk te voorspellen, want deze is afhankelijk van zowel lokale factoren (adequaat beheer, impact van andere drukken, de mate van stikstofophoping in het systeem) als regionale factoren (bv. klimaatextremen).

2 Effecten van stikstofdepositie

Bij een overmaat aan plant-opneembare stikstof (ammonium, nitraten...) in een ecosysteem als gevolg van stikstofdepositie, treden schadelijke effecten op. Deze zijn ruwweg in drie categorieën te onderscheiden (Verstraeten & Hoffmann, 2022):

- directe toxische effecten
- vermisting
- verzuring.

We beschrijven ze hier kort omdat een goed begrip ervan noodzakelijk is voor een juiste inschatting van wat natuurbeheer vermag.

In vele natuurgebieden heeft stikstofdepositie gedurende de voorbije decennia een accumulatie (ophoping) van stikstof teweeggebracht die lange tijd blijft circuleren in het systeem. De gevolgen van stikstofdepositie zijn daardoor niet alleen een rechtstreeks gevolg van de actuele stikstofneerslag, maar ook van de historische stikstofdepositie gedurende decennia. In Vlaanderen piekte die depositie rond 1990 op gemiddeld 44 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (De Keersmaecker *et al.*, 2018).

2.1 Directe toxische effecten

Directe toxische effecten treden op bij hoge concentraties van reactief stikstof in de lucht of (na depositie) in de bodemwateroplossing. Deze effecten uiten zich onder de vorm van het afsterven van plantencellen, abnormale groei en een toename van de gevoeligheid voor andere stressors, zoals vrieskou. In geval van gereduceerd stikstof treden zulke toxische effecten al op bij lagere concentraties dan in het geval van geoxideerd stikstof, al is de gevoeligheid soortafhankelijk (Verstraeten & Hoffmann, 2022).

Er bestaan nauwelijks natuurbeheermaatregelen die werkzaam zijn tegen de directe toxische effecten van te hoge concentraties aan reactieve stikstofverbindingen. Enkel bij geplagde natte heides (4010) en venoevers van zwak gebufferde vennen (3110, 3130) kan het bekalken of het verhogen van de buffercapaciteit de ophoping van ammonium in de bodem enigszins

beperken zodat die niet toxisch is voor kiemende kritische doelsoorten van deze habitattypes (Kros *et al.*, 2008). Bemerkt hier evenwel dat intensief beheer zoals plaggen (waarbij organisch materiaal en stikstof verwijderd worden) slechts een beperkt herstel teweegbrengt (met vestiging van algemene heidesoorten), maar juist een negatief effect kan hebben op meer kritische soorten in situaties met hoge stikstofinput door ammoniumophoping. Bekalking houdt verder ook risico's in (zie 2.3) en komt sowieso slechts voor een beperkt aantal habitattypes in aanmerking.

2.2 Vermesting

Vermesting (eutrofiëring) duidt op de verhoogde beschikbaarheid van nutriënten in het milieu in vergelijking met het natuurlijke niveau, in dit geval plant-opneembare stikstof. Dit leidt ertoe dat de oorspronkelijk aanwezige stikstoflimitatie opgeheven wordt, waardoor stikstofbehoefte, concurrentiekrachtige plantensoorten (zoals bepaalde grassen en bramen, en brandnetels en andere plantensoorten met een hoog N-getal (Ellenberg *et al.* 1991) de overhand nemen in de vegetatie. Op vrij korte termijn leidt dit tot het achteruitgaan en uiteindelijk verdwijnen van de minder concurrentiekrachtige, habitattypische plantensoorten. Stikstofdepositie vanuit de lucht is niet noodzakelijk de enige oorzaak van vermisting. Andere routes waarlangs overmatige nutriënten toegevoerd worden naar natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen zijn:

- directe bemesting
- oppervlakkige inspoeling (*runoff*)
- aanrijking van grond- en oppervlaktewaterstromen
- aangerijkt overstromingswater
- ...

Het relatief belang van elk van deze aanvoerstromen verschilt naargelang het habitatype, maar voor heel wat stikstofgevoelige habitattypes is atmosferische stikstofdepositie wel de belangrijkste of zelfs de enige route (Paelinckx *et al.*, 2019; zie ook Soons *et al.*, 2017).

Beheermaatregelen tegen vermisting zijn gericht op het (versneld) afvoeren van de overmaat aan (geaccumuleerd) stikstof.

2.3 Verzuring

Verzuring is de verandering van het protonenevenwicht in de bodem, wat resulteert in hogere concentraties waterstofionen (H^+) en dus lagere pH-waarden (De Blust, 2022, p. 145). Verzuring wordt veroorzaakt doordat uit de lucht neergeslagen stikstofoxiden en ammoniak (en zwavelverbindingen) chemische reacties ondergaan in het bodemmilieu, waarbij protonen worden vrijgesteld. Daardoor wordt het bodemmilieu als geheel meer positief geladen, wat ertoe leidt dat zwaardere kationen (eveneens positief geladen deeltjes als Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , de zogenaamde 'basische' kationen) preferentieel uit hun binding met bodemdeeltjes (het kationenadsorptiecomplex) worden verdreven, in oplossing gaan en uiteindelijk naar het grondwater uitspoelen (daarbij vaak 'meegetrokken' door weglekkend, negatief geladen nitraat) (Van den Burg *et al.*, 2021). Hierdoor worden ze onbeschikbaar voor planten, wat tot een gebrek aan essentiële nutriënten kan leiden en tot het verdwijnen van de meest gevoelige plantensoorten.

Onder zeer zure omstandigheden kan bovendien ook vrij aluminium (Al^+) in oplossing gaan in het bodemmilieu, wat een direct toxisch effect heeft op de wortels van heel wat plantensoorten (Andersson, 1988).

Remediëring van verzuring is enkel mogelijk door gericht herstelbeheer. Dat betekent het terugbrengen van verdwenen essentiële nutriënten in het systeem. Voor veel habitattypes is dit evenwel nog experimenteel en kan het ongewenste neveneffecten veroorzaken, zoals een versnelde mineralisatie van organisch materiaal, wat gelijk staat aan een bijkomende vermisting (Weijters *et al.*, 2023).

2.4 Andere effecten

Verder zijn er ook directe en indirecte effecten van een overmaat aan stikstof op andere groepen organismen:

- Bodemschimmels
- Bodemongewervelden
- Herbivore insecten (bv. vlinderrupsen)
- Vogels enz.

Zulke effecten lopen vaak via complexe verstoringsketens die nog maar in beperkte mate in kaart gebracht zijn (Verstraeten *et al.*, 2023).

3 Vormen van natuurbeheer

3.1 Instandhoudingsbeheer, herstelbeheer en ontwikkelingsbeheer

Natuurbeheer laat zich onderscheiden in (minstens) drie types, naargelang de Ausgangssituatie en het doel (Van Uytvanck & De Blust, 2012).

In de eerste plaats is er instandhoudingsbeheer, ook onderhoudsbeheer of regulier beheer genoemd. Dit is het beheer dat inherent nodig is en herhaaldelijk uitgevoerd moet worden om een habitattype in goede staat te houden, bijvoorbeeld een grasland hooien of begrazen. Dit beheer wordt toegepast wanneer de Ausgangstoestand (natuurkwaliteit) van een habitat al goed is.

In het kader van de stikstofproblematiek is het van belang erop te wijzen dat bij het bepalen van de KDW van habitattypes al rekening gehouden is met dit gebruikelijke en vaak intrinsiek noodzakelijk beheer. Dat beheer leidt dus niet tot een vermindering van de negatieve effecten van een overschrijding van de KDW. Anders gezegd: zou geen rekening worden gehouden met het gewoonlijk doorgevoerde beheer, dan zou de KDW nog lager worden (Van Dobben, 2020).

Een tweede type is herstelbeheer. In het kader van de PAS wordt dit stikstofsanering genoemd. Dit beheer is nodig indien de Ausgangstoestand van de habitat slecht is. Onder herstelbeheer vallen enerzijds specifieke maatregelen die gericht zijn op het herstel van een gewenste (abiotische) situatie. Deze hoeven doorgaans maar eenmalig of een beperkt aantal keren uitgevoerd te worden. Voorbeelden zijn hydrologisch herstel en het bekalken van verzuurde bodems.

Anderzijds kan herstelbeheer ook bestaan uit het geïntensifieerd uitvoeren van reguliere beheermaatregelen. De vraag van dit advies handelt vooral over dit type van natuurbeheer. Onder intensiever moet meestal verstaan worden: met verhoogde frequentie. Voorbeelden zijn frequenter maaien en plaggen, of met verhoogde intensiteit bijvoorbeeld meer hout oogsten. Intensief grasbeheer gericht op stikstofafvoer betekent het gericht verhogen van de graasdruk in doelhabitats overdag, in combinatie met overnachting van de dieren in een stal of nachtraster (o.a. Emsens *et al.*, 2020). Hiervoor zijn herders en/of verplaatsbare rasters nodig. Extensief en minder gericht begrazen zal eerder stikstof herverdelen over het terrein, waarbij enkel op lange termijn gunstige effecten te verwachten zijn (Van Uytvanck *et al.*, 2010).

Een belangrijk kenmerk van herstelbeheer is dat het tijdelijk moet zijn. Eens de goede staat bereikt, moet regulier beheer in principe volstaan om die goede staat te behouden. Voor de PAS betekent dit concreet dat PAS-herstelbeheer (onder meer) gericht moet zijn op het wegwerken van de doorheen de jaren geaccumuleerde overmaat aan stikstof tot een natuurlijk (laag) niveau en het terugbrengen van basische kationen in verzuurde bodems, niet op de remediëring van een blijvende overmatige stikstoftoevoer.

Een derde type tenslotte is ontwikkelingsbeheer. De uitgangstoestand is hier een situatie waarbij de habitat nog niet aanwezig is, maar waar door eenmalige natuurontwikkelingsmaatregelen de juiste omstandigheden gecreëerd werden zodat de habitat zich kan ontwikkelen. Vaak moet dan met ontwikkelingsbeheer in een eerste fase de ontwikkelingen in een juiste richting gestuurd worden. Eens de habitat gevestigd en in een goede toestand, wordt overgeschakeld op regulier beheer.

In het kader van de PAS is ontwikkelingsbeheer relevant voor percelen onder passend beheer⁴ en voor zoekzones⁵. De ontwikkeling van een stikstofgevoelige habitat kan immers ernstig vertraagd of zelfs onmogelijk gemaakt worden bij een te hoge stikstofdepositie. Een dergelijke situatie dreigt immers voortdurend de abiotische omstandigheden weg te sturen van wat noodzakelijk is voor de goede ontwikkeling van de doelhabitat. De aard en intensiteit van de beheermaatregelen die nodig zijn om dat bij te sturen, zullen vaker wél dan niet onverenigbaar blijken met de goede ontwikkeling van de habitat.

3.2 Herstelstrategieën tegen de effecten van stikstofdepositie

De gevolgen van een decennialange overmatige stikstofdepositie zijn dermate ingrijpend, dat volledig spontaan herstel lang zal duren en in sommige gevallen niet meer mogelijk is (Bobbink *et al.*, 2017; Bergsma *et al.*, 2018). Er is immers een grote hoeveelheid stikstof geaccumuleerd in onze ecosystemen, terwijl bufferende basische kationen uit de bodems zijn weggespoeld en slechts traag via depositie worden aangevuld (Verstraeten *et al.*, 2023). Na het spontaan herstel van de abiotische omstandigheden kan pas ten volle het spontaan biologisch herstel in gang treden, wat op zijn beurt een lange tijd vergt. Stikstofsaneringsplannen zijn dus onontbeerlijk om dit herstel te versnellen.

Het INBO publiceerde in 2018 een overzicht van herstelstrategieën tegen de effecten van stikstofdepositie (De Keersmaecker *et al.*, 2018). Herstelstrategieën beschrijven per habitattypen een pakket van herstelmaatregelen die ingezet kunnen worden om de complexe verstoringen die door stikstofdepositie zijn veroorzaakt, te herstellen. Alle beheermaatregelen waarvan gekend is dat ze de negatieve effecten van stikstofovermaat voor een specifiek habitat(sub)type kunnen mitigeren, zijn opgenomen in een herstelstrategie. Er wordt wel een onderscheid gemaakt tussen prioritaire, bijkomende en optionele maatregelen.

Prioritaire maatregelen zijn op basis van wetenschappelijke literatuur en expertise het meest effectief of ze zijn een randvoorwaarde voor de uitvoering van maatregelen met een lagere prioriteit. Bijkomende maatregelen zijn op basis van wetenschappelijke literatuur en expertise vrijwel steeds effectief, maar pas na uitvoering van prioritaire maatregelen. Optionele maatregelen zijn om verschillende redenen bijkomstig, bijvoorbeeld omdat ze slechts zeer lokaal toepasbaar zijn, een experimenteel karakter hebben (waardoor de effectiviteit niet gegarandeerd is), niet steeds effectief zijn, of omdat ze aanzienlijke ongewenste effecten op habitats of soorten kunnen hebben.

In het volgende hoofdstuk gaan we dieper in op de effectiviteit en de beperkingen van herstelstrategieën en geven we aan waarom herstelbeheer, waaronder ook geïntensifieerd regulier beheer, voor vele habitattypes niet effectief is onder een regime van voortdurende overschrijding van de KDW.

⁴ D.w.z. een habitatdoel is op dat perceel gealloceerd en passend beheer is ingesteld zodat de habitat zich kan ontwikkelen en zich in stand kan houden.

⁵ Dit zijn zones waarbinnen in de toekomst een habitatdoel gealloceerd kan worden.

4 Effectiviteit van herstelbeheer bij overschrijding van de KDW

4.1 A- en B-habitats

Het rapport 'Herstelstrategieën' (De Keersmaecker *et al.*, 2018) maakt onderscheid tussen A-habitats en B-habitats, naargelang de effectiviteit van herstelbeheer:

- Een **A-habitat** is een habitattype waarvoor de impact van stikstofdeposities zo groot is dat de mogelijkheden tot kwaliteitsverbetering door herstelbeheer zeer beperkt zijn zolang de stikstofdepositie de kritische depositiewaarde van het habitattype overschrijdt. Dit betreft over het algemeen habitattypes met een lage KDW waarvoor stikstofdepositie dé bepalende milieudruk is. In de praktijk zijn dit veelal voedselarme systemen die zijn aangewezen op neerslagwater. Stikstofgericht herstelbeheer is bij deze habitattypes veelal ineffectief of slechts tijdelijk effectief:
 - hetzij omdat het vereiste intensieve herstelbeheer aanzienlijke ongewenste neveneffecten heeft;
 - hetzij omdat het herstelbeheer niet tegelijk de verzurende én vermestende effecten kan aanpakken, waardoor verdere degradatie onvermijdelijk is;
 - hetzij omdat het positieve effect van herstelbeheer zeer snel is uitgewerkt zolang de stikstofdepositie hoger blijft dan de kritische depositiewaarde van het habitattype.
- Een **B-habitat** is een habitattype waarvoor ook bij habitats in overschrijding een duurzame kwaliteitsverbetering verwacht mag worden door toepassing van het herstelbeheer. Het gaat over het algemeen over habitattypes waarvoor stikstofdepositie niet de enige belangrijke milieudruk is. Daarom kan er aanzienlijke vooruitgang in kwaliteit geboekt worden als het herstelbeheer zich richt op een verbetering van de globale milieukwaliteit, d.i. met inbegrip van andere milieudrukken dan stikstofdepositie via de lucht. 'B habitattypes' zullen dikwijls afhankelijk zijn van een goede kwaliteit, kwantiteit en dynamiek van het grondwater. Door hydrologisch herstel kunnen grondwaterkenmerken in een gunstig bereik worden gebracht, zodat de beschikbaarheid van stikstof beperkt wordt en het bufferende vermogen van de bodem tegen verzuring verhoogt. Omgekeerd geldt dat hydrologisch herstel als een belangrijke randvoorwaarde geldt vooraleer er kwaliteitsverbetering kan optreden in deze habitat(sub)types.

Zoals vermeld bij de A-habitats zijn er drie belangrijke redenen waarom herstelbeheer vaak niet of onvoldoende effectief is bij blijvende overschrijding van de KDW:

- het kan niet tegelijk alle effecten aanpakken;
- het effect is slechts tijdelijk;
- er zijn aanzienlijke ongewenste neveneffecten.

We illustreren dit telkens met één of enkele voorbeelden.

4.2 Niet tegelijk effectief tegen de gevolgen van vermisting én verzuring

In bossen op droge bodem kunnen de effecten van verzuring en vermisting niet goed samen geremedieerd worden. Door extra biomassa (hout) te oogsten en strooisel te verwijderen, kan de stikstofvoorraad effectief worden verkleind. Dit is gunstig voor soorten met een pionierkarakter, zoals blauwe bosbes, maar nadelig voor soorten die leven in de strooisellaag of in dood hout. Bovendien heeft het verwijderen van extra biomassa tot gevolg dat het bos sneller verzuurt, omdat daarmee ook heel wat bufferende elementen (basische kationen als Ca^{2+} , Mg^{2+} en K^+) weggenomen worden. Compenserende nutriëntengiften, waaronder bekalking, kunnen verzuring tegengaan, maar hebben vaak een vermestend effect door de mineralisatie van organisch materiaal (De Keersmaecker *et al.*, 2018 en daarin vermelde literatuurverwijzingen).

4.3 De positieve effecten zijn maar tijdelijk

Een monitoring van voedselarme plassen die vooral door neerslagwater worden gevoed, bracht aan het licht dat herstelmaatregelen niet duurzaam zijn als de KDW blijvend overschreden wordt. Herstelmaatregelen zoals het verwijderen van de sliblaag, kunnen de waterkwaliteit kortstondig verbeteren en de kieming van kenmerkende water- en oeverplanten mogelijk maken. Dit herstel is echter van korte duur als de atmosferische depositie van stikstof te hoog blijft. Het risico bestaat zelfs dat de herstelmaatregelen hierdoor de zaadbank van gevoelige plantensoorten uitputten. De langetermijnoverleving van de meest kritische soorten zou in die omstandigheden in het gedrang komen (Brouwer *et al.*, 2009).

4.4 Er zijn negatieve effecten op andere organismen

Vergrassing van heide kan worden geremedieerd door extra biomassa te verwijderen, bijvoorbeeld door plaggen, maaien, begrazen of branden. Naast de extra verzuring die dit kan veroorzaken (zie hoger), leidt het ook tot verlies van leefgebied voor fauna, zoals reptielen, invertebraten en vogels. De grootschalige en intensieve toepassing van zulke maatregelen leidt immers tot een afname van structuurvariatie in het landschap en een homogenisering van microklimaten, waardoor minder soorten het voor hen geschikte leefgebied kunnen vinden.

Maes *et al.* (2021) geven aan:

“Een intensiever beheer (frequenter en grootschaliger maaien, intensiever begrazen ...) is vooral nefast voor fauna met een laag verspreidingsvermogen. Daarbij horen veel insecten zoals dagvlinders, sprinkhanen, kevers en spinnen, maar ook kleine zoogdieren en reptielen. Veel van deze soorten hebben structuurvariatie en overgangszones in de vegetatie nodig, zowel in ruimte als in tijd voor de winterslaap, beschutting, voedsel, voortplanting en dispersie. Het is net die kleinschalige structuurvariatie in een vegetatie die door een intensiever en grootschaliger beheer in toenemende mate zal worden vernietigd. De verminderde aanwezigheid van kleine soorten (bv. insecten en kleine zoogdieren) kan bovendien negatief doorwerken naar hogere trofische niveaus, waardoor hele landschappen ongeschikt worden voor insectenetende soorten of predatoren zoals roofvogels en carnivoren. Hier geven we slechts enkele voorbeelden (dus verre van exhaustief) van hoe intensievere stikstof mitigerende beheermaatregelen negatief kunnen zijn voor de aanwezige fauna:

- *Het verhogen van de begrazingsdruk of het frequenter en grootschaliger maaien vermindert de hoeveelheid nectarbronnen voor insecten sterk, zowel in tijd als in ruimte.*
- *Grootschalige en plotse vernatting van moerassen en natte graslanden om verzuring tegen te gaan leidt tot frequentere overstromingen, waarbij vele bodembewonende ongewervelden (mieren, loopkevers, spinnen ...) verdrinken.*
- *Het verwijderen van strooisel verwijdert ook overwinterings- of schuilplaatsen.*

- *Bijkomende oogst van houtige biomassa in bossen leidt tot minder dood hout, wat een essentiële habitat is voor houtafbrekende organismen, waaronder kevers en larven van zweefvliegen, maar ook paddenstoelen, en op (vermolmend) hout levende korstmossen en mossen.*

Dat stikstof een probleem is in vele natuurgebieden in Vlaanderen en dat er zogenaamde mitigerende beheermaatregelen genomen moeten worden om kwetsbare biotopen te verschrallen of voedselarm te houden, spreekt voor zich. Het verminderen van stikstofverontreiniging via beheer is een afweging tussen een maximale vermindering van de hoeveelheid beschikbare stikstof en vegetatieherstel enerzijds en een minimale impact op de aanwezige fauna anderzijds. Wanneer bedreigde doelsoorten volledig afwezig zijn in een te beheren gebied, kunnen tijdelijk grootschalige en intensieve maatregelen worden genomen, maar wanneer die populaties wel aanwezig zijn, moeten maatregelen kleinschaliger uitgevoerd worden om te vermijden dat deze soorten lokaal verdwijnen.

Overigens is het risico groot dat ook bij een extensiever beheer en onder blijvend hoge stikstofdruk de nodige typische structuurvariatie van voedselarme biotopen op lange termijn niet kan worden gegarandeerd, omdat er onvermijdelijk spontane wijzigingen optreden in de vegetatiesamenstelling en -structuur die onder dergelijk beheerregime niet of moeilijk kunnen teruggedraaid worden, wat dan alsnog kan resulteren in het verdwijnen van kwetsbare fauna."

4.5 Vergelijking met Nederland

Ook in Nederland is aangetoond dat herstelbeheer niet voor alle habitats kan leiden tot de noodzakelijke gunstige staat van instandhouding als niet tegelijkertijd ook de depositieniveaus sterk teruggebracht worden⁶.

Van den Burg *et al.* (2021) maakten een selectie van habitattypen die voor hun voortbestaan het meest afhankelijk zijn van een snelle afname van de stikstofdepositie tot (minstens) onder de KDW, omdat mitigerende maatregelen die leiden tot duurzaam ecologisch herstel onder een voortdurend regime van overschrijding niet bestaan of grote beperkingen met zich meebrengen in de uitvoering. Het betreft vooral droge of regenwater gevoede habitattypen op van nature slecht gebufferde bodems, zoals zandgronden. Meer specifiek gaat het om:

- Grijs duinen (2130)
- Duinheiden met kraaihei (2140) *(dit type komt niet voor in Vlaanderen)*
- Duinheiden met struikhei (2150)
- Duinbossen (2180)
- Vochtige duinvalleien (2190) *(subtype zwak gebufferde wateren; dit komt niet voor in Vlaanderen)*
- Vochtige heiden (4010)
- Droge heiden (4030)
- Heischrale graslanden (6230)
- Actieve hoogvenen (7110)
- Herstellende hoogvenen (7120) *(dit type komt niet voor in Vlaanderen)*
- Beuken-eikenbossen met hulst (9120)
- Oude eikenbossen (9190)

Merk op dat deze lijst grote gelijkenissen vertoont met de lijst van Vlaamse A-habitats (zie tabel 1).

Voorts wijzen Van den Burg *et al.* (2021) erop dat PAS-herstelstrategieën niet primair opgesteld zijn om de effecten van stikstof te mitigeren of om deze op voorhand uit te sluiten. Ze vermelden daarover:

⁶ Dit werd al opgemerkt door de internationale commissie die de Nederlandse herstelstrategieën voor Nederland beoordeelde (onder meer van Diggelen, Hermij en Hoffmann, 2012).

“Doordat PAS-natuurmaatregelen worden ingezet voor doelen waarvoor ze niet opgesteld zijn, is ten onrechte het beeld ontstaan dat er allerlei natuurmaatregelen zijn, waarmee de effecten van stikstofdepositie teniet kunnen worden gedaan. Er zijn echter maar weinig scenario's te bedenken waarbij maatregelen een adequaat middel zijn om de effecten van stikstof echt te mitigeren. In droge habitattypen lopen mitigerende maatregelen tegen stikstof gemakkelijk stuk op ongunstige bijwerkingen van het (herhaald) toepassen. In kwelafhankelijke habitattypen is in sommige gevallen wel mitigatie mogelijk met hydrologisch herstel, maar dat loopt vaak stuk op maatschappelijke weerstand.”

Van Dobben (2020) verwoordt dezelfde bezorgdheid:

“Het bovenstaande zou tot de conclusie kunnen leiden dat intensivering van het beheer een eenvoudige manier is om de stikstof uit depositie weer af te voeren. Echter, ten eerste is bij het bepalen van de KDW al rekening gehouden met het gebruikelijke beheer. Dat beheer leidt dus niet tot een vermindering van de negatieve effecten van een overschrijding van de KDW. Anders gezegd: zou geen rekening worden gehouden met het gewoonlijk doorgevoerde beheer, dan zou de KDW nog lager worden. Ten tweede geldt voor alle beheersmaatregelen dat er een optimale intensiteit is, waarboven de negatieve effecten gaan overheersen over de positieve. Voor maaien geldt bijvoorbeeld dat vroeg in het seizoen maaien weliswaar veel stikstof afvoert, maar laatbloeiende soorten geen kans geeft om zaad te zetten. En bij laat in het seizoen maaien wordt weinig stikstof afgevoerd omdat planten al in de loop van de zomer stikstof beginnen terug te trekken in ondergrondse delen. Meerdere malen per jaar maaien voert weliswaar iets meer stikstof af, maar combineert de nadelen van vroeg en laat maaien. Evenzo wordt bij diep plaggen weliswaar bijna alle opgeslagen stikstof afgevoerd, maar ook andere nutriënten, plus alle in de bodem aanwezige zaden. Voor hervestiging moeten die van elders komen en bij zeldzame soorten is de kans daarop klein. Verder kan, als de ondergrond zuur is, afplaggen leiden tot verzuring. Dat kan wel weer gecompenseerd worden door te bekalken, maar dit kan tot sterke mineralisatie leiden en daarmee opnieuw tot stikstofverrijking. Ook zal bij herhaald afplaggen niet alleen stikstof verwijderd worden maar ook alle andere nutriënten (met name fosfor, dat vrijwel niet via de atmosfeer aangevoerd wordt) en dit kan zeer ongunstige effecten hebben, met name voor de fauna. Daarom is men, na aanvankelijk enthousiasme, thans zeer terughoudend geworden met afplaggen. In principe moet gesteld worden dat in Natura 2000-gebieden het grootschalige [d.w.z. extensieve; nvdr.] beheer goed is en dat intensivering meestal geen oplossing biedt voor de te hoge depositie.”

4.6 Wanneer kan herstelbeheer wél bijdragen tot substantiële verbetering van de habitatkwaliteit onder een regime van overschrijding van de KDW?

Globaal genomen achten Verstraeten *et al.* (2023) stikstofsanering niet toereikend om habitats waarvoor de kwaliteit van de neerslag een sleutelrol speelt in de nutriëntenvoorziening, duurzaam in stand te houden bij langdurige overschrijding van de KDW. Voorbeelden hiervan zijn graslanden, heiden en bossen op droge bodem en natte systemen die hoofdzakelijk door neerslagwater worden gevoed, zoals voedselarme vennen en hoogvenen. Dit zijn de hoger vermelde A-habitats. Stikstofsanering is voor deze systemen wel nuttig en vaak zelfs noodzakelijk om verdere degradatie te voorkomen, maar op zichzelf onvoldoende om een gunstige toestand te bereiken.

Voor systemen die door mineralenrijk grondwater of oppervlaktewater worden gevoed (cf. B-habitats), biedt het hydrologisch herstel een betere garantie op een duurzame verbetering van de natuurkwaliteit.

Meer dan de helft van de habitattypes in Vlaanderen is afhankelijk van grond- of oppervlaktewater en ruim 80% van de habitatdeelgebieden bevatten een aanzienlijke oppervlakte habitat die afhankelijk is van grond- of oppervlaktewater. De beschikbaarheid van nutriënten en de mate van verzuring worden in deze habitattypes gestuurd door hydrologische processen. In die mate zelfs, dat andere herstelmaatregelen tegen de effecten van

atmosferische stikstofdepositie nauwelijks zin hebben als niet eerst de hydrologie wordt hersteld. Hydrologisch herstel is daarom doorgaans een zogenaamde 'no-regret'-maatregel en prioritair in de herstelstrategie voor waterafhankelijke habitats (De Keersmaecker *et al.*, 2018).

We gaan hier niet in detail in op de complexe processen in waterafhankelijke ecosystemen die een buffer kunnen vormen tegen de effecten van stikstofdepositie⁷. Wel wijzen we op de belangrijke voorwaarde dat het grond- en oppervlaktewater van goede kwaliteit moet zijn. Wanneer dit niet het geval is (grond- of oppervlaktewater beladen met stikstof, fosfor of vervuulende stoffen), kan hydrologisch herstel het probleem van vermesting net versterken (De Becker, 2020). Het aanpakken van de waterkwaliteit is in zulke gevallen een van de belangrijkste onderdelen in het hydrologisch herstel (Herr *et al.*, 2021).

Conclusie

Herstelbeheer, waaronder ook de geïntensifieerde toepassing van regulier natuurbeheer gerekend moet worden, kan hoegenaamd **niet** dienen ter vervanging van een versterkt emissiereductietraject (zoals voorzien in het PAS-akkoord) dat moet leiden tot deposities onder de KDW.

Vooreerst zijn de te verwachten reducties als gevolg van autonome evoluties en de actueel geldende beleidsmaatregelen daarvoor te beperkt.

Daarnaast is stikstofgericht herstelbeheer voor de A-habitats veelal ineffectief of slechts tijdelijk effectief:

- hetzij omdat het vereiste, intensieve herstelbeheer aanzienlijke ongewenste neveneffecten heeft;
- hetzij omdat het herstelbeheer niet tegelijk de verzurende en vermestende effecten kan aanpakken, waardoor verdere degradatie onvermijdelijk is;
- hetzij omdat het positieve effect van herstelbeheer zeer snel is uitgewerkt zolang de stikstofdepositie hoger blijft dan de kritische depositiewaarde van het habitatype.

Dit betekent dat een daling van de deposities tot (minstens) onder de KDW noodzakelijk is voor A-habitats om een gunstige staat van instandhouding te kunnen bereiken. Het gaat hierbij om graslanden, heiden en bossen op droge bodem en natte systemen die hoofdzakelijk door neerslagwater worden gevoed, zoals voedselarme vennen en hoogvenen.

Voor systemen die door mineralenrijk grondwater of oppervlaktewater worden gevoed (cf. B-habitats), biedt het hydrologisch herstel een betere garantie op een duurzame verbetering van de natuurkwaliteit. Hydrologisch herstel is hier doorgaans een 'no-regret'-maatregel. Een belangrijk aandachtspunt is evenwel de noodzakelijk hoge kwaliteit van het grond- of oppervlaktewater.

⁷ Zoals denitrificatie, immobilisatie van stikstof in organisch materiaal, en aanvoer van basische kationen en bicarbonaat als buffer tegen verzuring.

Referenties

- Andersson M.E. (1988). Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants: A literature review. *Water Air Soil Pollution* 39: 439–462. <https://doi.org/10.1007/BF00279487>
- Berendse, F., R.H.E.M. Geerts, W.Th. Elberse, T.M. Bezemer, P.W. Goedhart, W. Xue, E. Noordijk, C.J.F. ter Braak, H. Korevaar (2021) A matter of time: Recovery of plant species diversity in wild plant communities at declining nitrogen deposition. *Diversity & Distributions* 2021;27:1180–1193. <https://doi.org/10.1111/ddi.13266>
- Bergsma H., Vogels J., Van den Burg A. & Bobbink R. (2018). Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? *Vakblad voor natuur Bos en Landschap* 144: 4-7.
- Bobbink R., Bergsma H.L.T., Den Ouden J. & Weijters M.J. (2017). Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap blijvend probleem. *Landschap, tijdschrift voor landschapsonderzoek* 34: 61-69.
- Brouwer E., Van Kleef H., Van Dam H., Loermans J., Arts G. & Belgers D. (2009). *Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn*. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O
- De Becker P. (2020). *Ecohydrologische gebiedsbeschrijvingen voor natuurgebieden in Vlaanderen in het kader van PAS*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (12). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.17256788>
- De Blust G. (2022). *Hfdst 5. Natuurbeheerproblemen: een natuurgebied staat niet alleen!* In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G. & Hoffmann M. (2022). *Natuurbeheer. Praktijk en wetenschap hand in hand*. Sterck & De Vreese, pp. 137-160.
- De Keersmaecker L., Adriaens D., Anselin A., De Becker P., Belpaire C., De Blust G., Declerck K., De Knijf G., Demolder H., Denys L., Devos K., Gyselings R., Leyssen A., Lommaert L., Maes D., Oosterlynck P., Packet J., Paelinckx D., Provoost S., Speybroeck J., Stienen E., Thomaes A., Vandekerckhove K., Van Den Berge K., Vanderhaeghe F., Van Landuyt W., Van Thuyne G., Van Uytvanck J., Vermeersch G., Wouters J., Hoffmann M. (2018). *Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.14113664>
- DG Environment (2005). Note to the Habitats Committee: Assessment, monitoring and reporting of conservation status - Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3). European Commission, Brussels, 10 pp. + Annexes A-F.
- DG Environment (2022). *Reporting format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). Final version - November 2022*. Brussels, 36 pp., https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner, D; Paulißen, 1991. Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 248 pp. Verlag Erich Goltze, KG, Göttingen.
- Emsens W.J., Bobbink R., Maas P. & Mooij F. (2020). Is de floristische achteruitgang van de Zeeuwse bloemdijken nog te stoppen? *De Levende Natuur* 121: 201-206.
- Herr C., De Becker P. & Adriaens D. (2021). *Advies over prioriteiten voor hydrologisch herstel in het kader van de PAS*. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4215. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

<https://pureportal.inbo.be/en/publications/advies-over-de-prioriteiten-voor-hydrologisch-herstel-in-het-kade>

Kenter & Mico-effect (2023). Programmatische aanpak stikstof. Milieueffectrapportage en passende beoordeling. Volume 2: passende beoordeling. Opdrachtgever: Departement Omgeving.

Kros J., De Haan B.J., Bobbink R., Van Jaarsveld J.A., Roelofs J.G.M. & De Vries W. (2008). *Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur : achtergrondrapport*. Alterra-rapport; No. 1698. Alterra. <https://edepot.wur.nl/17981>

Maes D., De Keersmaecker L., Van Uytvanck J., Decler K. & Louette G. (2021). Intensief natuurbeheer tegen de overmaat aan stikstof is bijzonder schadelijk voor de faunadiversiteit. *Natuurfocus* 20 (1): 36-37. <https://www.natuurpunt.be/publicatie/natuurfocus-2021-1-intensief-natuurbeheer-tegen-de-overmaat-aan-stikstof>

Paelinckx D., De Saeger S., Oosterlynck P., Vanden Borre J., Westra T., Denys L., Leysen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B. & Spanhove T. (2019). *Regionale staat van instandhouding voor de habitattypen van de Habitatrictlijn. Rapportageperiode 2013 - 2018*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 200 pp. <https://doi.org/10.21436/inbor.16122667>

Power, S.A., E.R. Green, C.G. Barker, J.N.B. Bell & M.R. Ashmore 2006. Ecosystem recovery: heathland response to a reduction in nitrogen deposition. *Global Change Biology* 12: 1241-1252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01161.x>

Soons, M.B., M. M. Hefting, E. Dorland, L.P.M. Lamers, C. Versteeg, R. Bobbink.(2017). Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus. *Biological Conservation* 212, 390-397.

Stevens C.J. (2016). How long do ecosystems take to recover from atmospheric nitrogen deposition? *Biological Conservation* 200: 160-167. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.005>

Strengbom, J., A. Nordin, T. Näsholm & L. Ericson 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15: 451-457. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00538.x>

Van den Burg A.B., Berendse F., Van Dobben H.F., Kros J., Bobbink R., Roelofs J., Odé B., Van Swaay C.A.M., Sierdsema H., Siebel H.N. & De Vries W. (2021). *Stikstof en natuurherstel. Onderzoek naar een ecologisch noodzakelijke reductiedoelstelling van stikstof*. Rapport publicatie door WNF, Zeist. ISBN/EAN: 978-90-74595-99-5.

Van Dobben (2020). Effecten van stikstofdepositie op de natuur en de rol van de kritische depositiewaarde. *Tijdschrift Natuurbeschermingsrecht*, jg. 2020, nr. 2, pp. 44-51.

Van Uytvanck J. & De Blust G. (2012). *Handboek voor beheerders - Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I: Habitats*. Lannoo Campus & Instituut voor Natuur- & Bosonderzoek.

Van Uytvanck J., Milotic T. & Hoffmann M. (2010). Nitrogen depletion and redistribution by free-ranging cattle in the restoration process of mosaic landscapes: the role of foraging strategy and habitat proportion. *Restoration Ecology* 18: 205-216. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00599.x>

Verstraeten A. & Hoffmann M. (2022). *Advies over de impactverschillen tussen stikstof in gereduceerde (NH_y) versus geoxideerde vorm (NO_x)*. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.A.4550. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Verstraeten A., De Keersmaeker L. & Hoffmann M. (2023). Hoofdstuk 2. Stikstofsanering als onderdeel van de PAS: hoe (goed) werkt het? In: Schoukens H. (Ed.). De stikstofcrisis in de Lage Landen nader ontleed: richtlijnen voor een duurzame transitie. Die Keure, Brugge, pp. 75-95.

Weijters M., Bohnen-Verbaarschot E., Vogels J., Smits L., Van de Riet B., Siepel H., Verbruggen E., Emsens W., Brouwer E. & Bobbink R. (2023). *Herstel van droge- en vochtige heide door middel van silicaatmineralen (steenmeel)*. Resultaten van negen jaar steenmeelonderzoek. Rapportnummer OBN-2019-109-DZ, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen.