

DATUM: 16 juni 2021

AUTEUR: Schrijfgroep van de Taakgroep Ecologische Onderbouwing¹

VERSIE: definitief (vastgesteld in de TEO-vergadering van 15 juni 2021)

Beantwoording vragen Werkgroep Follow-up Advies-Hordijk

Aanleiding

De Taakgroep Ecologische Onderbouwing (TEO) is vanuit de Werkgroep Follow-up Advies-Hordijk gevraagd om een antwoord te formuleren op een aantal vragen met betrekking tot de AERIUS-Calculator, namelijk over het instellen van een afkapgrens voor stikstofdepositie en het aggregeren van hexagonen. Dit naar aanleiding van het advies van de 'Commissie-Hordijk'². In dit advies worden o.a. aanbevelingen gedaan voor verbetering van AERIUS Calculator als toetsingsinstrument bij vergunningverlening. Daarbij werd geoordeeld dat er een onbalans is tussen het detail dat het beleid vraagt en de mate van wetenschappelijke onzekerheid in het berekenen van de depositie op een klein oppervlak en werd geconstateerd dat voor wegverkeer een afkapgrens wordt gehanteerd en voor alle andere bronnen niet. Onder een afkapgrens wordt verstaan: een grens, uitgedrukt in afstand (of depositiehoeveelheid) vanaf waar stikstofdeposities niet meer worden meegenomen in het rekenmodel en de ecologische beoordeling.

Relevant voor de vraagstelling zijn twee aanbevelingen:

- de gelijkwaardigheid, transparantie en robuustheid van AERIUS vergroten door voor verkeer en landbouw hetzelfde model te gebruiken en een bron-receptor matrix te hanteren die eenvoudig, efficiëntie en transparantie garandeert (als vervanging van een afkapgrens);
- de depositie niet op een hexagoon, maar gemiddeld voor een cluster van hexagonen, ingedeeld naar habitattypen, berekenen, waarbij wel een afstandscriterium in acht moet worden genomen voor de grotere Natura 2000-gebieden, omdat daar de stikstofdepositie grotere ruimtelijke variatie kent.

In de tekst worden de vragen met de toelichting letterlijk geciteerd (omkaderd). Daarna volgen de antwoorden van de TEO. Op p. 1 begint de beantwoording van de vragen over een afkapgrens en op p. 7 die over aggregeren van hexagonen.

Onderstaande teksten zijn tot stand gekomen door overleg van een schrijfgroep van de Taakgroep Ecologische Onderbouwing (TEO), met ondersteuning van een projectsecretaris. Op de conceptantwoorden ten aanzien van de afkapgrens is commentaar gevraagd aan externen met een achtergrond in beleid en ecologische (stikstof)beoordelingen³ en aan de TEO als geheel (29.4.2021).

Beantwoording vragen: afkapgrens

Een afkapgrens kan vanuit verschillende invalshoeken worden gebruikt, zo blijkt uit de gestelde vragen: 1) een modelmatige afkapgrens, 2) een ecologische afkapgrens en 3) een beleidsmatige afkapgrens. In onderstaande beschouwing wordt nagegaan of het gebruik van deze drie typen afkapgrenzen ecologisch kan worden onderbouwd.

De gestelde vragen hebben duidelijk raakvlakken met het meer algemene onderwerp van de betekenis van kleine hoeveelheden stikstof in een reeds overbelaste situatie. Dit onderwerp komt in veel passende beoordelingen ter sprake, waarbij regelmatig geconcludeerd wordt dat kleine deposities 'niet-significant' zijn. Op de daaraan ten grondslag liggende argumentatie wordt in de antwoorden ingegaan.

¹ In alfabetische volgorde: Dick Bal, Roland Bobbink, Erik Doekes, Henk Everts, Allard van Leerdam en Nina Smits (TEO); Jasper Cardinaals, projectsecretaris (Bureau Waardenburg).

² Meer meten, robuuster rekenen. Eindrapport van het Adviescollege Meten en Berekenen Stikstof (15 juni 2020).

³ Luc Bruinsma (Tauf) en Peter Vrielink (I&W); 26.4.2021.

Modelmatige afkapgrens (bij individuele projectberekening, ook i.r.t. 5 km)

Toelichting

Hiermee wordt bedoeld dat wordt onderzocht of in AERIUS de bepaling van depositie, als gevolg van een project, zou kunnen worden beperkt tot bijvoorbeeld een straal van 5 km rond dat project. Dus dat de stikstof die buiten die straal valt, niet wordt toegerekend aan het project en dus ook niet wordt meegenomen in een Voortoets of Passende Beoordeling voor dat project. Aan het RIVM is gevraagd hoe zeker de depositie op een bepaalde afstand afkomstig is van dat project. De ecologische vragen waar TEO zich op richt, sluiten meer aan op het *doel* van de bescherming door de Habitatrichtlijn, namelijk het voorkomen van significante effecten door projecten.

Beantwoording

De vraag naar een afkapgrens is geen ecologische vraag en daarom kan deze vraag door de TEO niet van een antwoord worden voorzien. De TEO kan er slechts op wijzen dat de gevoelige natuur reageert op de som van de stikstof die op een groeiplaats wordt gedeponeerd, over de jaren heen. Binnen die som kan geen onderscheid aangebracht worden tussen stikstof die er meer of minder toe doet.

Ecologische afkapgrens

Is er een generieke waarde waaronder een depositietoename nooit significant is?

- a) *Voor een individueel project op zichzelf;*
- b) *In cumulatie met andere vergunde, maar nog niet gerealiseerde projecten (waarvoor cumulatietoets verplicht is);*
- c) *Opgeteld bij deposities als gevolg van toekomstige vergunningverlening.*

Deze vraag gaat over het verband tussen de hoeveelheid extra depositie enerzijds en het natuureffect anderzijds. Wat doet extra stikstof met de natuur? Daarbij is het belangrijk te beseffen dat de term 'significant effect' een specifieke betekenis heeft binnen de HR: niet elk effect is betekenisvol als je dat afzet tegen de instandhoudingsdoelstelling. Oftewel: er moet een relatie zijn met wat volgens het profiel van het habitat relevant is. Daar is overigens in het rapport Herstelstrategieën al goed op gelet: het gaat om effecten op óf de vegetatie óf de typische soorten óf de abiotische aspecten óf de overige kenmerken van structuur en functie, met ieder hun eigen klassegrenzen (overgang van goede naar matige kwaliteit, overgang van zwak zuur naar zuur, toename vergrassing, etc.). Er kan sprake zijn van een effect dat negatief is, maar niet (direct) leidt tot een verschuiving in bovengenoemde klassen. Er is dan geen sprake van een significant negatief effect.

De onderdelen a, b en c leggen de vinger bij wat nu al veel in passende beoordelingen gebeurt, namelijk het niet-significant verklaren van effecten van afzonderlijke projecten. Is daar wetenschappelijke grond voor (is dat in lijn met de best beschikbare wetenschappelijke kennis)? En als sprake zou zijn van niet-significant zijn, verandert dat dan als je projecteffecten gaat optellen?

Beantwoording

Op basis van ecologische gronden dient een generieke waarde, waaronder de depositietoename nooit significant is, voor een individueel project en in cumulatie met andere projecten, te worden afgewezen. De volgende overwegingen zijn daarbij van belang:

1. De natuur staat momenteel dusdanig onder druk dat elke toename van depositie op een habitat waar de KDW reeds van overschreden wordt, bijdraagt aan negatieve effecten. Effecten ten gevolge van deposities uit het recente verleden zijn bovendien veelal nog niet zichtbaar, omdat effecten van stikstofdepositie in de regel pas op de langere termijn optreden.
2. Het aantonen, maar ook het uitsluiten, van effecten ten gevolge van zeer kleine deposities (bijvoorbeeld één mol N/ha/jaar of minder) is met de huidige stand van wetenschappelijke kennis niet mogelijk.
3. Bij het bepalen of significante effecten kunnen optreden, spelen niet alleen de stikstofdepositie maar ook andere ecologische aspecten een rol. Ecologische systemen

omvatten immers complexe interacties tussen verschillende verstoringsbronnen en systeemeigenschappen waardoor het beoordelen van slechts één aspect onvoldoende is. Bij het bepalen van significant negatieve effecten zal dus niet alleen gekeken moeten worden naar de hoogte van de depositie, maar ook naar de ecologische context van het betreffende natuurgebied (inclusief de historie en het beheer).

Hierna onderbouwen we bovenstaand antwoord, vooral aan de hand van mogelijke tegenwerpingen en praktijkvoorbeelden van ecologische beoordelingen.

Bij het beoordelen van effecten van stikstofdepositie is het van belang om zowel eventuele *vermestende* als *verzurende* effecten hiervan te beoordelen. Soms wordt voorgerekend dat door verwijderen van (extra) organische stof het vermestende effect wordt geneutraliseerd. Afgezien van de vraag of dat een terechte bewering is: de verzuring van de bodem wordt daarmee niet geneutraliseerd. Omgedraaid neutraliseert het toevoegen van basische stoffen ter neutralisering van het verzurende effect in de bodem niet het vermestende effect. Dit kan zelfs mogelijk extra mineralisatie opleveren en dus extra vermesting.

Er wordt soms beweerd dat bepaalde *eigenschappen* van het habitatype of het *beheer* dusdanig van aard zijn dat eventuele negatieve effecten van kleine deposities (gemakkelijk) door het systeem kunnen worden 'opgevangen'. Significant negatieve effecten zouden dan niet aan de orde zijn. Bij het vaststellen van de KDW is echter al rekening gehouden met de kenmerkende systeemeigenschappen en het regulier beheer dat nodig is om het habitatype in stand te houden.

De argumenten voor de stelling dat eventuele negatieve effecten van kleine deposities (gemakkelijk) door het systeem kunnen worden 'opgevangen', zijn voorts niet relevant, omdat ze onvoldoende rekening houden met het feit dat habitatypen en hun kwaliteiten zijn gedefinieerd binnen bepaalde klassegrenzen (zie de Leeswijzer van het Natura 2000 Profielendocument en de afzonderlijke profielen). Additionele stikstofdepositie bij een structurele overbelasting leidt nog altijd tot een verschuiving binnen de klassen en dat kan leiden tot een verschuiving tot óver een klassegrens en dát is een significant negatief effect. Ecologisch kan de verslechtering uiteraard ook binnen klassegrenzen optreden en wetenschappelijk worden aangetoond, maar door de manier hoe de habitatypen juridisch zijn vastgelegd middels de profielbeschrijvingen is het logisch om voor significante verslechtering klassenoverschrijding te gebruiken.

Het is op voorhand erg moeilijk te voorspellen wanneer zo'n klassegrensoverschrijding daadwerkelijk zal plaatsvinden. Dat kan hoe dan ook niet generiek. Maar ook lokaal vergt dat veel onderzoek. Bijvoorbeeld: de overgang van een goede naar een matige vegetatie is sterk afhankelijk van de actueel voorkomende soorten (het kan op de aanwezigheid van één kenmerkende soort hangen) en van het al of niet domineren van grassen (een zeer geringe toename van vergrassing kán een klassegrensoverschrijding betekenen). Lokaal zal dus vastgesteld moeten worden voor welke kwaliteitsaspecten een klassegrensoverschrijding dreigt plaats te vinden. Want voor díe aspecten kan al een zeer kleine hoeveelheid de spreekwoordelijke druppel zijn.

Belangrijk hierbij is om bij het beoordelen van een specifieke projectbijdrage het *risico* op verslechtering ten gevolge van het project in ogenschouw te nemen. Het is duidelijk dat een habitatype waar sprake is van een structurele overbelasting van de KDW een (groot) risico loopt op significant negatieve effecten. *Een belangrijke vraag bij het beoordelen van projecteffecten is: hoe waarschijnlijk is het dat een stikstofbijdrage ten gevolge van dit project zal leiden tot een significant negatief effect (een klasseverschuiving)?* Kleine hoeveelheden stikstof op zichzelf hebben een kleine kans om in combinatie met de achtergronddepositie te leiden tot een klassengrensverschuiving. De hoofdoorzaak van de klassenverschuiving is in zo'n geval de achtergronddepositie.

Een volgende punt is dat de dosis-effectrelaties bij lange na nog niet zo precies bekend zijn, dat met wetenschappelijke zekerheid is vast te stellen welke verschuiving binnen een kwaliteitsklasse veroorzaakt wordt bij welke extra depositie. Dat is wellicht bij relatief eenvoudige fysisch-chemische processen nog te berekenen (denk aan het opgebruiken van de zuurbuffer), maar bij de meeste processen is er ook nog eens sprake van interactie met bijvoorbeeld het weer (droge zomers etc.), het beheer, mate van versnippering enzovoorts. Dat maakt dat het in de praktijk een hachelijke zaak is om de juridisch vereiste zekerheid te verkrijgen dat extra depositie in een reeds overbelaste situatie met

zekerheid niet kan leiden tot een significant negatief effect. Dat klemt temeer als projecteffecten gecumuleerd worden (volgens de daarvoor geldende juridische regels).

Bovengenoemde redeneerlijn wordt hieronder meer in detail toegelicht aan de hand van voorbeelden.

Soms wordt de *natuurlijke buffercapaciteit* van het habitatype aangehaald als argument dat kleine stikstofdeposities geen verzurend effect kunnen hebben. De basenverzadiging van de bodem zou in dat geval dusdanig zijn dat een geringe verzuring als gevolg van een geringe hoeveelheid stikstofdepositie geen significant negatieve effecten teweeg zou brengen.

Bij de beoordeling van dit argument moet onderscheid worden gemaakt tussen zeer basenrijke en minder basenrijke situaties. Onder niet door stikstofdepositie overbelaste omstandigheden is verzuring een traag verlopend natuurlijk proces dat plaatsvindt door onder andere de stapeling van organische stof (die zelf al minder basenrijk is als het moedermateriaal en die tevens leidt tot minder invloed van basenrijk grondwater). Door stikstof- en zwaveldepositie wordt dit proces versneld (door meer stapeling van organische stof en door extra verzurende stoffen), vooral als de basenverzadiging niet hoog (meer) is. Daardoor komt de verzuring in een stroomversnelling.

De gedachte is echter dat habitatypen met een grote buffercapaciteit niet gevoelig zouden kunnen zijn voor verzuring omdat ze geclassificeerd zijn als zeer basenrijke habitatypen. Een (lage) stikstofdepositie zal bij zo'n habitatype inderdaad niet meteen leiden tot een zodanige ontkalking van de bodem dat er daadwerkelijk sprake zal zijn van verzuring, maar de depositie draagt wel degelijk bij aan een verlaging van de basenverzadiging waardoor het habitatype op termijn tóch in een andere abiotische klasse (lagere zuurgraad) zal vallen, zoals hierboven is geschetst. Alleen wanneer door middel van ecologisch onderzoek kan worden aangetoond dat een habitatype, ondanks een langdurige overschrijding van de KDW, nog altijd basenrijker is dan het profiel als optimaal bestempeld, zijn verzurende effecten van kleine stikstofdeposities mogelijk niet significant. Aanvullend ecologisch onderzoek is in zo'n situatie nodig om aan te tonen dat hier lokaal sprake is van een situatie die niet standaard is voor dit habitatype en dus dat de KDW die voor dit habitatype is gesteld, mogelijk op lokaal niveau te laag is. Dit betreft dus alleen uitzonderingssituaties. Dit onderzoek kan worden vormgegeven door abiotische aspecten van het habitat, zoals beschreven in het habitatprofiel, op lokaal niveau in kaart te brengen. Als hieruit blijkt dat het habitatype een betere weerbaarheid heeft voor verzurende effecten dan standaard is voor dit habitatype, kunnen mogelijk significant negatieve effecten, ondanks een structurele overbelasting, worden uitgesloten (uiteraard alleen voor zover het gaat om de verzurende effecten van stikstof). Daar moet dan wel een duidelijke nieuwe grenswaarde voor worden vastgesteld, omdat het evident is dat de 'standaard-KDW' niet éindeloos kan worden overschreden.

Een vergelijkbaar argument wordt gebruikt ten aanzien van *vermesting*. Zo wordt regulier beheer, zoals het verwijderen van organisch materiaal als beheermaatregel (denk aan maaien en afvoeren) soms genoemd als (grote) afvoer van stikstof uit het ecosysteem, waardoor een minimale depositie ten gevolge van het project ruimschoots wordt ondervangen. Een dergelijke afvoer maakt echter onderdeel uit van het reguliere beheer van verschillende habitatypen en is verrekend bij het bepalen van de KDW. Enkel wanneer het verwijderen en afvoeren van organisch materiaal uit het habitatype geen onderdeel uitmaakt van het reguliere beheer, maar als extra intensivering van beheer kan worden uitgevoerd, waarbij dit geen negatieve effecten heeft op de kwaliteit van het type, kan dit worden vergeleken met de additionele stikstofdepositie ten gevolge van het project. Ook in dit scenario is aanvullend ecologisch onderzoek nodig om te kunnen aantonen dat sprake is van een afwijkende situatie en dat lokaal de KDW zoals gesteld voor het habitatype niet van toepassing is. Over het algemeen wordt het extra beheer reeds nodig geacht om de negatieve gevolgen van de bestaande extra (achtergrond)depositie op te vangen.

Een argument dat wordt gebruikt bij de beoordeling van beperkte effecten van stikstofdepositie is dat significant negatieve effecten ten gevolge van (een beperkte hoeveelheid) stikstofdepositie, ondanks een structurele overbelasting, niet significant kunnen zijn wanneer de *kwaliteit* van het habitatype *goed* is en het beheer op orde is. Dit argument is om verschillende redenen niet juist. Zo kan er ook bij een habitatype van 'goede' kwaliteit sprake zijn van een verslechtering in kwaliteit. Immers de kwaliteit kan in het verleden beter zijn geweest ('zeer goed') en sindsdien afgenomen. Zo is bekend dat in allerlei ecosystemen waar nog steeds veel kenmerkende soorten aanwezig zijn (die

behoren bij een goede vegetatiekwaliteit), de meest gevoelige soorten al verdwenen zijn. Een beoordeling van alleen de huidige situatie schiet dan dus tekort.

Een volgend relevant aspect is het maskerend effect van *herstelmaatregelen*. Met name in Nederland zijn in veel gevallen al herstelmaatregelen uitgevoerd die beoogden de effecten van stikstof zoveel mogelijk te minimaliseren. Het succes van dit soort (aanvullende) maatregelen wordt ten onrechte als argument gebruikt dat een beetje extra stikstof dus weinig kwaad kan. Want we weten ook dat herstelmaatregelen in de regel niet eindeloos herhaald kunnen worden of eindeloos effectief zullen zijn. Het zijn in essentie overlevingsmaatregelen. En voor een duurzaam behoud van natuurkwaliteit is het belangrijk dat ze zo snel mogelijk niet meer hoeven te worden toegepast.

Naast het verleden is ook de toekomst van belang. Effecten van stikstofdepositie treden in de regel pas op de langere termijn op. Daarom is de KDW bepaald voor lange-termijneffecten. Effecten ten gevolge van deposities uit het recente verleden zijn daarom veelal nog niet zichtbaar. Als effecten nog niet zijn opgetreden, betekent dat dus niet automatisch dat ze niet alsnog zullen optreden. Wel is het mogelijk om, evenals in de hierboven beschreven scenario's, aanvullend onderzoek uit te voeren om te achterhalen of er op lokaal niveau sprake is van een situatie die afwijkt van de norm, waardoor de stikstofgevoeligheid van het habitatype wellicht lager is dan de KDW doet vermoeden.

Ten slotte: het risico op significant negatieve effecten is groter bij *cumulatie van meerdere projecten* depositie dan bij depositie afkomstig van afzonderlijke projecten, zo werd hierboven al vermeld. Als bij het instellen van een afkapgrens in tien jaar tijd enkele tientallen tot honderden molen stikstof per hectare zou worden gedeponereerd op stikstofgevoelige natuur dan is het vrijwel zeker dat significant negatieve effecten zullen optreden. Van dergelijke hoeveelheden is namelijk bekend dat ze leiden tot meetbare effecten op allerlei kwaliteitsaspecten van de beschermde habitats. Bij dat soort hoeveelheden wordt dus de grens overschreden van 'significante effecten kunnen niet worden uitgesloten' (de juridisch relevante grens) naar 'significante effecten zullen vrijwel zeker optreden'. Het is dan ook van belang dat projecteffecten in samenhang met andere vergunde, maar nog niet (geheel) uitgevoerde projecten worden beoordeeld. Als dat niet gedaan wordt, dan is er onvoldoende zicht op het cumulatieve effect. Het ontbreken van een volledige 'cumulatieboekhouding' voor stikstof maakt het correct uitvoeren van zo'n cumulatietoets momenteel niet goed mogelijk, zo bleek uit de reacties op een eerder concept van deze tekst.

d) *Is er daarbij een verschil tussen tijdelijke/eenmalige en permanente deposities?*

Toelichting

Punt d gaat specifiek over de vraag of er verschil in effect is tussen tijdelijke en permanente depositie. Achtergrond is de gedachte dat een tijdelijke depositie dus ook slechts een tijdelijk effect heeft. Is dat zo? Of is de totale vracht (als gevolg van een project) belangrijker dan de tijdsduur? En als er verschil zou zijn, wat is dan ecologisch gezien 'tijdelijk'?

Beantwoording

Zowel tijdelijke als permanente stikstofdeposities (hoe klein dan ook) kunnen bijdragen aan (extra) schade en significant negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen. Tijdelijke/eenmalige depositie levert slechts in de tijd afgebakend een stijging van de positie depositie op, maar doordat depositie (deels) accumuleert in de bodem en vaak heel lastig (althans zonder negatieve bijwerkingen) te verwijderen is, kan ook tijdelijke/eenmalige depositie extra schade toebrengen. En ook tijdelijke depositie leidt tot verzuring die niet zomaar verdwenen is als de depositie ophoudt. De huidige zeer lage zuurgraad in bossen op arme zandgronden is immers vooral ontstaan door verzuring in het verleden - het weer opladen van het systeem is een kwestie van lange adem. Oftewel: de stikstofdepositie stopt weliswaar na een afgebakende periode, maar de effecten van de tijdelijk toegevoegde stikstof blijven voor (een veel) langere tijd merkbaar. De eventuele effecten ten gevolge van een tijdelijke depositie zijn daarmee dus niet tijdelijk. En om die effecten gaat het.

Er is in dat opzicht dus geen principieel verschil tussen een tijdelijke en een permanente depositie. De totale depositie die op een habitatype neerslaat (de stikstofvracht) is uiteraard bij permanente

deposities met eenzelfde stikstoflast per jaar wel hoger, omdat de depositie in dat geval niet stopt na een beperkte periode.

Beleidsmatige afkapgrens (begrenzing onderzoeksgebied bij depositieberekeningen voor vergunningverlening)

Wat is het ecologische risico bij het buiten beschouwing laten van deze deposities in vergunningverlening?

- f) *Duiding van dit risico ten opzichte van andere risico's (door bestaande deposities / niet-vergunningplichtige activiteiten / autonome ontwikkeling, snelheid van depositiedaling, jaarlijkse fluctuatie in de totale depositie, emissies die niet meegenomen worden in de vergunningverlening (groot deel van de verkeersaantrekkende werking, ammoniak bij woningen etc.).*
- g) *In relatie tot de totale stikstofmonitoring (waar deze deposities terugkomen en naar aanleiding waarvan zo nodig aanvullende maatregelen getroffen kunnen worden, zowel vooraf (o.b.v. prognose voor 2030) als achteraf (o.b.v. ontwikkeling depositie gepasseerde jaren).*

Toelichting

Deze vragen kunnen wellicht het best in samenhang met de vorige worden beantwoord, omdat ze principiële over hetzelfde gaan (ecologisch gezien), namelijk over het niet beoordelen van effecten buiten een bepaalde straal rondom het project.

Met ecologisch risico wordt bedoeld op mogelijke verslechtering van de huidige natuurwaarden en het mogelijk (op termijn) niet halen van instandhoudingsdoelstellingen. Hier speelt op de achtergrond o.a. de vraag naar de uitwisselbaarheid van het tempo van depositiedaling en het uitvoeren van herstelmaatregelen. Oftewel: hoeveel tijd hebben we om op een acceptabeler niveau te komen en hoe helpen herstelmaatregelen daarbij? Hoe essentieel is daarbij regulering via vergunningverlening? Als een deel van de depositie niet wordt beoordeeld (bij NOx is dat circa 90% buiten de straal van 5 km), dan wordt daar dus ook niet, of althans niet rechtstreeks, op gestuurd bij de vergunningverlening. Hoe erg is dat, als je weet dat er herstelmaatregelen worden genomen? En hoe erg is dat als wél wordt gemonitord wat de totale depositie is én wordt beloofd dat bronmaatregelen worden genomen?

Beantwoording

Wanneer gebruik wordt gemaakt van een afkapgrens (bijvoorbeeld 5 km), betekent dit in de praktijk dat een aanzienlijk of zelfs het grootste deel van de depositie niet wordt beoordeeld. De extra depositie van deze projecten (die uiteraard op dezelfde manier doorwerkt als de extra depositie binnen de afkapgrens) zou in dat geval niet worden beoordeeld. Het ecologische risico is (extra) verslechtering. Tenzij die depositie door bronmaatregelen wordt geneutraliseerd.

De herstelmaatregelen, zoals onder het PAS opgevoerd, zijn bedoeld om onder de omstandigheden van te veel depositie, de habitatkwaliteit zo goed mogelijk te behouden of zelfs te verbeteren. In de praktijk zijn deze maatregelen veelal eindig (je kunt ze niet eindeloos toepassen en herhalen) of zijn de grenzen van hun werking reeds bereikt en treden ook negatieve bijeffecten op (zoals bij plaggen: aantasting reliëf en bodemstructuur en afname voedselkwaliteit voor de fauna). De kern van het beleid voor toepassen van herstelmaatregelen is dan ook dat zij gepaard moeten gaan met bronmaatregelen. Ze dienen in tijd en fasering onlosmakelijk met elkaar verbonden zijn. Dergelijke herstelmaatregelen kunnen dan ook niet worden gebruikt om te compenseren voor (lage) deposities.

Deze vraag over het ecologisch risico (ad f.) is dusdanig complex dat dit eigenlijk niet onderbouwd te beantwoorden is. De duiding van het risico van nog meer depositie is zeer complex, omdat natuur nog andere bedreigingen kent: natuurkwaliteit is niet alleen afhankelijk van stikstof(depositie) (zie ook antwoorden op vragen a, b, c).

Indien op basis van beleidsmatige overwegingen gekozen zou worden voor een afkapgrens, dan is het uit ecologisch perspectief veel relevanter om uit te gaan van een afkapgrens op basis van

depositiehoeveelheid, dan op basis van een afstand tot de bron. Immers het gaat om de werkelijk toegevoegde hoeveelheid stikstof en die is niet alleen afhankelijk van de afstand.

Beantwoording vragen: aggregeren van hexagonen

Is het aggregeren over habitatype ecologisch te onderbouwen? Moet daarin onderscheid gemaakt worden in habitatypen (watergevoede versus droge typen)?

Toelichting

De Cie-Hordijk suggereert om de depositie niet meer per hexagoon van een hectare te berekenen, maar een vorm van aggregatie toe te passen. Dus met een getal te komen dat wordt gebruikt voor een groter oppervlak.

Aandachtspunten zijn o.a.: hoe groot zijn de verschillen in depositie tussen de huidige hexagonen en wat zegt dat ecologisch gezien? Wat zou er gebeuren met de beoordeling als je die gaat middelen over een groter oppervlak (grotere hexagonen) of per habitatype over het hele gebied? Wat win je, anders gezegd, met een grotere zekerheid dat zo'n gemiddelde waarde juist is (argument van de Cie), terwijl je weet dat de onderliggende verschillen per hectare groot zijn? Oftewel: zijn de relatieve verschillen van locatie tot locatie relevanter dan de absolute hoogte van het gemiddelde, of niet?

De daarachter liggende vraag is: hoe 'werkt' depositie binnen een landschap: is het een indifferente deken, of maakt het veel verschil of een vennetje in de heide ligt (lage ruwheid) of te midden van bos (hoge ruwheid)?

Beantwoording

Voor de beantwoording van deze vraag is nadere uitleg van het RIVM gevraagd over hoe AERIUS nu de achtergronddepositie en individuele projectbijdragen berekent. Voor een goed begrip van het onderwerp en de beantwoording van de vragen is dit memo, dat als Bijlage is toegevoegd, essentieel.

In AERIUS wordt, samenvattend, de berekende hoeveelheid droge stikstofdepositie o.a. bepaald op basis van de eigenschappen van de emissiebron en de ruwheid van het landschap. Deze ruwheid wordt mede bepaald door de mate van turbulentie in de omgeving van het betreffende hexagoon. Dit wordt ook wel de bovenwindse ruimtelijke geschiedenis genoemd. Op een wateroppervlak dat omsloten wordt door bos (dat een hoge ruwheid heeft) zal daarom een andere depositie worden berekend dan op een wateroppervlak dat wordt omsloten door bijvoorbeeld een heidelandschap (dat een lage ruwheid heeft). Naarmate de afstand tot de emissiebron toeneemt wordt de ruwheid van het landschap bepalender voor de depositie (zie de Bijlage).

Om te bepalen of het aggregeren van hexagonen acceptabel is of zelfs gewenst, is het noodzakelijk het daadwerkelijke depositiegedrag van stikstof te weten, zodat kan worden beoordeeld of (een bepaalde wijze van) aggregatie zo goed mogelijk de daadwerkelijke depositie in beeld brengt. Bij een beoordeling van stikstofeffecten (bijvoorbeeld bij vergunningverlening) moet immers duidelijk zijn wat de daadwerkelijke effecten (kunnen) zijn en dan moet een aggregatie niet leiden tot foute conclusies. Daarbij is op voorhand al duidelijk (vaste jurisprudentie) dat werken met gebiedsgemiddelden niet acceptabel is als die gemiddelden geen goed beeld geven van de daadwerkelijke (ecologisch relevante) ruimtelijke variatie in het gebied. Conclusies die zijn gebaseerd op gemiddelden per gebied voldoen niet aan de eis dat een passende beoordeling volledig en precies moet zijn. Dat die variatie binnen de gebieden meestal groot is, is duidelijk. Dat betreft zowel de relevante KDW'n (en daarmee de maatlat voor de vraag of sprake is van overbelasting) als de terreinheterogeniteit (typen begroeiing) en de daarvan mede afhankelijke depositie (zie de Bijlage).

Hierna worden twee vormen van aggregatie behandeld:

- vergroten van hexagonen (vergelijkbaar met de weergave in 'levels' in AERIUS, waarbij 'level 4' 64 ha omvat) en
- aggregeren per habitatype (conform het advies van de Cie-Hordijk: "gemiddeld voor een cluster van hexagonen, ingedeeld naar habitatype").

Aggregeren door vergroting van hexagonen

Bij het bepalen van de grootte van de hexagonen dient een afweging te worden gemaakt tussen de betrouwbaarheid van de berekende depositie en de mate van variatie in depositie die door de berekening kan worden weergegeven. De gedachte achter het gebruik van grotere hexagonen is dat het *gemiddelde* van de daadwerkelijk absolute hoeveelheid depositie op een groter oppervlak, zoals bijv. de AERIUS-levels 4, 16, 64 of 256 ha, met grotere zekerheid kan worden berekend dan in het geval van 1-ha-hexagonen (level 1 van AERIUS). De *variatie* in depositie kan daardoor echter juist minder goed in beeld worden gebracht, want die wordt uitgemiddeld.

Bij de afweging of een grotere zekerheid (van een gemiddelde op een bepaald schaalniveau) opweegt tegen een geringer inzicht in de variatie, is het belangrijk te weten hoe reëel de berekende variatie is: is de variatie in berekende uitkomsten vooral ontstaat door toevallige factoren (zodat middeling juist verstandig is) of reflecteert die berekende variatie de werkelijke variatie in depositie? Om dat te kunnen beoordelen, moeten we kijken naar de verklaarbaarheid van het ruimtelijke patroon in de berekende variatie, zoals zichtbaar gemaakt in de Bijlage. Dan valt op dat dat ruimtelijk patroon juist in hoge mate verklaarbaar is: de verschillen hangen in hoge mate af van de terreinruwheid en de fijn-of-grofkorreligheid van het patroon daarvan. En ook is duidelijk te zien dat hoe dichterbij de bron zich bevindt, hoe meer ook die afstand tot de bron een rol gaat spelen. Dat is precies volgens de verwachting. Dat betekent dat de relatief grote mate van onzekerheid rond het exacte getal dat per hexagoon wordt berekend niet leidt tot een onverklaarbaar patroon, integendeel: het patroon is in hoge mate verklaarbaar. Dat leidt tot de conclusie dat de huidige wijze van berekening op het niveau van hexagonen van een hectare ecologisch relevante variatie op een goede wijze weergeeft.

Of de rekenmethode verder zou kunnen worden verbeterd, kan door de TEO niet worden beoordeeld. Wel kan worden beoordeeld of vergroving van de schaal van berekening, door vergroting van hexagonen, zou leiden tot een vermindering van de bruikbaarheid van de rekenresultaten.

De grootste veranderingen als gevolg van vergroting van hexagonen, t.o.v. de huidige AERIUS-berekeningen op 'level 1', gaan optreden bij landschappen die een heterogene vegetatiestructuur hebben, dus met een afwisseling tussen bijvoorbeeld wateroppervlakken, grasland, heide en/of bos. Want in grootschalig homogene boslandschappen of weidelandschappen zal schaalvergroting tot weinig verschil gaan leiden in de berekende depositie: er wordt nu al weinig variatie berekend binnen een grootschalig homogeen landschap en het gemiddelde zal dus redelijk overeenkomen met wat nu al per hexagoon wordt berekend. In de meeste Natura 2000-gebieden is echter sprake van een heterogeen landschap. Bij een situatie waar sprake is van een overgang van bos naar heide zal bij het aggregeren van hexagonen een gemiddelde worden genomen van beide landschappen. Uit AERIUS-berekeningen blijkt dat in een dergelijke overgang van bos naar heide de depositie over een relatief korte afstand sterk kan dalen (zie de Bijlage). Bij het aggregeren van hexagonen kan deze diversiteit niet goed meer in kaart worden gebracht. Zowel voor heide als voor bos ontstaat dan een vertekend beeld van de daadwerkelijke depositie.

Overigens blijkt uit de Bijlage dat ook *binnen* een heideveld of een bos betekenisvolle graduele verschillen in depositie worden berekend, dus niet alleen bij overgangen van heide naar bos. Deze verschillen zouden bij middeling op hoger schaalniveau onzichtbaar worden.

Maar is het dan niet bezwaarlijk dat er een relatief grote bandbreedte bestaat rond de berekende depositie van een project op een hexagoon? Dat is niet het geval, omdat verreweg de meeste projectbijdragen klein zijn en de bandbreedte *in absolute zin* dus eveneens klein is. Bij geringe deposities van afzonderlijke bronnen kan sprake zijn van minimaal een factor 2 afwijking in berekende depositie per bron (zo blijkt uit de resultaten van het RIVM-aandeel in de beantwoording van de vragen). In relatieve zin is dat veel, maar bij een depositie van bijvoorbeeld 0,05 mol/ha/jr betekent dat in absolute zin niet veel. En die bandbreedte is voor hexagonen in het gebied gelijk, dus de *onderlinge* verschillen tussen de hexagonen vallen door deze onzekerheid *niet* weg.

Aggregeren door middeling per habitatype

een andere wijze van aggregeren van hexagonen is alle locaties van een zelfde habitatype binnen een Natura 2000-gebied samen nemen en daarvan de gemiddelde depositie berekenen (dat is de manier van aggregeren waar de Cie-Hordijk aan dacht).

Het voordeel t.o.v. de eerste aggregatiemethode is dat er alleen wordt gemiddeld over één habitatype die van zichzelf tot één karakteristieke ruwheidsklasse behoort.

Daar staat tegenover dat ook de omgeving (bovenwindse ruimtelijke geschiedenis) van een rekenpunt een rol speelt bij het bepalen van de ruwheid en dus van de daadwerkelijke depositie op een locatie. Oftewel: de ruwheid van bijvoorbeeld water in een open landschap is anders dan die in een besloten landschap. Dat wordt genegeerd als een gebiedsgemiddelde voor een habitatype wordt berekend. Daar komt bij dat hoe groter het gebied is, hoe meer de afstand tot de bron een rol gaat spelen bij de representativiteit van een gemiddelde. De depositie van een stal op een zuur ven op de Veluwe is nogal verschillend in het geval het ven op 2 of op 60 km afstand ligt. Middeling geeft dan geen goed beeld van de variatie in depositie. Vandaar dat de Cie-Hordijk als randvoorwaarde stelt dat een (nader te bepalen) afstandscriterium in acht moet worden genomen voor de grotere Natura 2000-gebieden. Maar anders dan de Cie-Hordijk veronderstelt, blijken de verschillen ook op honderden meters - dus op het huidige hexagonenniveau - betekenisvol verschillend te zijn (zie de Bijlage). Dus een afstandscriterium lost dit probleem niet op. In de vraag werd, ten slotte, aandacht gevraagd voor watergevoede (bedoeld wordt waarschijnlijk: natte) versus droge typen. Voor de beantwoording maakt dit verschil niet uit.

Worst case-berekening?

In het voorgaande is steeds uitgegaan van de veronderstelling dat de berekening een *gemiddelde* betreft voor het gekozen aggregatieniveau. Een alternatief is dat een *worst case* wordt uitgerekend: de hoogste berekende bijdrage wordt dan bepalend voor dat aggregatieniveau. Dat heeft als voordeel dat effecten niet worden onderschat. Nadelen zijn echter dat niet het meest reële beeld wordt gegeven van de effecten én dat de onzekerheid van het hoogste depositiegetal juist groter is dan de onzekerheid van het gemiddelde (wat het voordeel van aggregatie tenietdoet).

Relatie met herstelmaatregelen

In bovenstaande tekst is alleen ingegaan op de gevolgen van middeling na aggregatie op de uitkomsten van de berekening en de bruikbaarheid daarvan. Daarnaast speelt ook nog de bruikbaarheid van de uitkomsten *in relatie tot herstelmaatregelen*. In toenemende mate wordt gevraagd naar de daadwerkelijke effecten van stikstof in relatie tot de mitigerende werking van herstelmaatregelen, met name in passende beoordelingen. Hoe grover het schaalniveau is van de berekeningen, hoe moeilijker het wordt om een relatie te leggen met de (vaak op een klein schaalniveau uitgevoerde) herstelmaatregelen.

Conclusie

Bovenstaande leidt tot de conclusie dat het aggregeren van zowel hexagonen (vergroten van hexagonen) als percelen met eenzelfde habitatype binnen een Natura 2000-gebied (clustering per habitatype) niet zinvol is. De belangrijkste reden daarvoor is dat met aggregeren de heterogeniteit van een landschap en de daardoor veroorzaakte grote verschillen in depositie (veel) minder goed in beeld kan worden gebracht. Dat weegt niet op tegen de hogere betrouwbaarheid van de berekende gemiddelde depositie ten gevolge van aggregatie. De genoemde vormen van aggregatie leiden daardoor tot minder goede inschattingen van ecologisch relevante effecten van stikstofdepositie en daarmee zijn ze - gezien de eisen die worden gesteld door art. 6.3 van de Habitatrichtlijn - juridisch ongeschikt.