



Ecologische toets Thermische Reinigingsinstallatie te Son op Beschermde Natuurmonumenten

*b*uro *b*akker adviesburo voor ecologie



Ecologische toets Thermische Reinigings- installatie te Son op Beschermden Natuur- monumenten

Status

Definitief

Datum

3 juli 2015

Handtekening

Margreet ter Steege

Inhoud

1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding	7
1.2 Leeswijzer	7
2 Effecten van de voorgenomen activiteit	9
2.1 Voorgenomen activiteit	9
2.2 Depositie verzurende en vermestende stoffen	10
2.2.1 Depositie van potentieel zuur	10
2.2.2 Depositie van stikstof	11
2.2.3 Overige effecten	16
2.3 Effecten tijdens realisatiefase TRI en (voor)opslagloods	16
3 Beschermde natuurmonumenten in Noord-Brabant	19
3.1 BN Dommelbeemden	19
3.1.1 Geïsoleerde meander en petgat	21
3.1.2 Blauwgraslanden	22
3.1.3 Dotterbloemgrasland van beekdalen	27
3.1.4 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	29
3.1.5 Bos van arme zandgronden	30

3.1.6	Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)	32
3.2	BN Kavelen	34
3.2.1	Ruigten en zomen (droge bosranden)	36
3.2.2	Eiken-Haagbeukenbossen (hogere zandgronden)	39
3.3	BN Hildsven	42
3.3.1	Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden	44
3.3.2	Blauwgraslanden	44
3.3.3	Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)	45
3.3.4	Bos van arme zandgronden	46
3.4	BN Zwartven	46
3.4.1	Stuifzandheiden met Struikhei	49
3.4.2	Zandverstuivingen	53
3.4.3	Zure vennen	58
3.4.4	Vochtige heiden (hogere zandgronden)	61
3.4.5	Droge heiden	66
3.4.6	Heischrale graslanden	72
3.4.7	Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	76
3.4.8	Bos van arme zandgronden	77
4	Beschermde natuurmonumenten in Limburg	79
4.1	BN Rouwkuilen	79

4.1.1	Zure vennen	80
4.1.2	Vochtige heiden (hogere zandgronden)	82
4.1.3	Bos van arme zandgronden	83
5 Cumulatie		85
5.1	Inleiding	85
5.1.1	Provincie Noord-Brabant	85
5.1.2	Provincie Limburg	85
5.2	BN Dommelbeemden	86
5.2.1	Geïsoleerde meander en petgat	86
5.2.2	Blauwgraslanden	86
5.2.3	Dotterbloemgrasland van beekdalen	87
5.2.4	Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	88
5.2.5	Bos van arme zandgronden	89
5.2.6	Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)	89
5.3	BN Kavelen	90
5.3.1	Ruigten en zomen (droge bosranden)	90
5.3.2	Eiken-Haagbeukenbossen (hogere zandgronden)	90
5.4	BN Hildsven	91
5.4.1	Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden	91
5.4.2	Blauwgraslanden	91

5.4.3	Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)	92
5.4.4	Bos van arme zandgronden	92
6	Conclusie	95
7	Literatuur en bronnen	97
B 1	Bijlage: Belangenafweging stikstofdepositie TRI op Beschermd Natuurmonument Rouwkuilen	103

1 | Inleiding

1.1 Aanleiding

A. Jansen Recycling B.V. te Son is voornemens een Thermische Reinigingsinstallatie (TRI) te realiseren. De ingebruikname van deze installatie leidt tot een toename van de stikstofemissie van het bedrijf, welke in de ruime omgeving zal neerslaan als droge of natte depositie. In deze omgeving liggen natuurgebieden die beschermd zijn krachtens de Natuurbeschermingswet 1998 en waar sprake kan zijn van een – weliswaar zeer geringe – toename van stikstofdepositie. Het betreft Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten. In veel van deze beschermde natuurgebieden komen voor stikstofdepositie gevoelige habitats en leefgebieden voor. Daarnaast heersen in provincie Noord-Brabant en Limburg hoge achtergronddepositieniveaus van stikstof, waardoor in veel natuurgebieden de grenswaarden (kritische depositiewaarden) voor gevoelige natuur worden overschreden. Deze combinatie maakt dat op voorhand niet kan worden uitgesloten dat een toename van de stikstofdepositie, hoe klein ook, leidt tot het optreden van significante effecten op de krachtens de Natuurbeschermingswet beschermde gebieden.

De onderhavige rapportage is zelfstandig leesbaar inzake de toetsing van de beschermde natuurmonumenten en betreft voor dit onderdeel tevens een actualisatie van de rapportage “Passende beoordeling Thermische Reinigingsinstallatie Son” (Buro Bakker, 2014).

Naast de ecologische toetsing van beschermde natuurmonumenten bevat deze rapportage een verhandeling met betrekking tot de meerwaarde van het initiatief ten behoeve van een belangenafweging. Deze verhandeling is opgenomen in Bijlage 1. Uit deze belangenafweging volgt dat het initiatief, naast economische belangen, positieve effecten heeft op het gebied van maatschappelijke en milieuhygiënische aspecten. Dit omvat een gedeeltelijke oplossing voor het afvalprobleem door bevordering van de reiniging van teerhoudend afval, vermindering van CO₂ en NO_x uitstoot en verkeersslachtoffers door vermindering van vrachtwagenkilometers en het creëren van werkgelegenheid.

1.2 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een toelichting van de voorgenomen activiteit en de effecten waar deze toe kan leiden met betrekking tot Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten. In hoofdstuk 3 en 4 wordt een effectbeoordeling uitgevoerd van de voorgenomen activiteit op de beschermde natuurwaarden per relevant natuurgebied. Hierbij heeft hoofdstuk 3 betrekking op de Noord-Brabantse gebieden en hoofdstuk 4 op de Limburgse natuurgebieden. In hoofdstuk 5 wordt geanalyseerd of de voorgenomen activiteit in cumulatie met andere plannen of activiteiten kan leiden tot effecten op de beschermde waarden. Hoofdstuk 6 geeft een samenvattende conclusie met betrekking tot de effectbeoordelingen in deze ecologische toets.

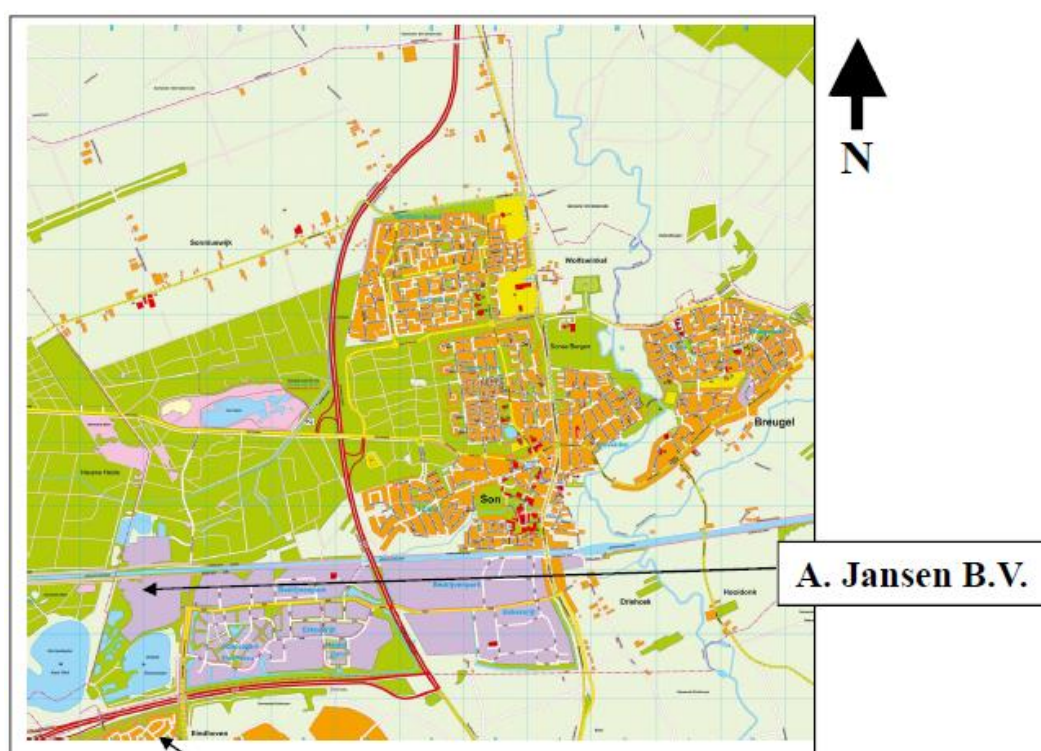
2 | Effecten van de voorgenomen activiteit

In dit hoofdstuk wordt de voorgenomen activiteit toegelicht en wordt een analyse gemaakt van de effecten waar de voorgenomen activiteit toe kan leiden met betrekking tot Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten.

2.1 Voorgenomen activiteit

De hier gepresenteerde beschrijving is ontleend aan ECD milieumanagement (2014). Voor nadere details over de voorgenomen activiteit wordt naar dat rapport verwezen.

In de onderstaande figuur is de beoogde projectlocatie van de voorgenomen activiteit van A. Jansen Recycling BV in Son weergegeven.



Figuur 1 Ligging beoogde projectlocatie voorgenomen activiteit in Son. Bron: ECD milieumanagement, 2013.

Thermische Reinigingsinstallatie (TRI)

A. Jansen Recycling B.V. is voornemens een thermische reinigingsinstallatie (TRI) te realiseren binnen haar inrichting aan de Kanaaldijk Zuid in Son. De te realiseren TRI krijgt een verwerkingscapaciteit van 300.000 ton/jaar en wordt in beginsel ontworpen voor de reiniging van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG). Naast TAG worden ook verontreinigde grond, eventueel met bijmenging van dakafval, gereinigd.

De afvalstoffen worden verhit, waarbij de verontreinigingen overgaan in de gasfase en tezamen met het uitgedampte vocht worden afgevoerd naar de rookgasreiniging. Na reiniging wordt het overgebleven materiaal gekoeld met (proces)water, afgevoerd naar een tijdelijke opslagbunker en aansluitend opgeslagen op het buitenterrein. De waterdamp die vrijkomt bij de koeling wordt via een stoffilter naar de omgeving afgevoerd.

De verontreinigingen, die afgevoerd zijn naar de rookgasreiniging, worden door cyclonen geleid, waar het grootste deel van het aanwezige stof uit de rookgassen wordt verwijderd. De overgebleven rookgassen gaan vervolgens naar de naverbrander, waar ze worden omgezet in CO₂, NO_x, water en eventueel SO₂ en HCl (indien respectievelijk zwavelverbindingen en gechloreerde verbindingen aanwezig zijn). De gassen worden daarna gekoeld in een warmtewisselaar, waarbij de vrijkomende warmte wordt gebruikt voor verwarming in andere delen van het proces, en worden door een doekenfilter geleid, waarbij de rookgassen compleet ontstof worden. Tot slot worden de gassen gewassen in een gaswasser, waarbij een groot deel van de zure componenten wordt verwijderd, en worden ze door actiefkoolfilters geleid om kwik en dioxines te verwijderen. De afgassen worden via een schoorsteen van 30 meter hoog naar de buitenlucht afgevoerd.

De geplande TRI zal volcontinu in bedrijf zijn. De installatie wordt geplaatst binnen de bestaande inrichting van Jansen te Son, van fysieke uitbreiding van de inrichting is geen sprake. De eventuele voorbehandeling, zoals breken van teerhoudend asfalt of verkleinen van dakleer met een shredder, zijn reeds vergund en binnen de inrichting gerealiseerd. Ook de aan- en afvoer van de thermisch reinigbare afvalstoffen zijn reeds vergund: de extra aanvoer van hulpstoffen wordt volledig gecompenseerd door de kleinere hoeveelheid product die de inrichting zal verlaten. Er zal een aantal nieuwe depots worden ingericht voor de opslag van het gereinigd product.

2.2 Depositie verzurende en vermestende stoffen

De voorgenomen activiteit gaat gepaard met emissie van stikstof (in de vorm van NO_x en NH_x), zwavel (SO_x) en waterstofchloride (HCl). Deze emissie zal in de ruime omgeving van het recyclingbedrijf neerslaan als depositie. Hierbij hebben NH_x en NO_x zowel een verzurende als vermestende werking, terwijl SO_x en HCl alleen een verzurende werking hebben.

2.2.1 Depositie van potentieel zuur

Sinds de jaren '80 van de vorige eeuw is de SO₂ depositie met 85% gedaald en inmiddels zo laag dat deze bijna tot minimale achtergrondwaarden is gedaald. Zwaveldioxide vormde zeker vroeger de belangrijkste verzurende component in de depositie van potentieel zuur. Tegenwoordig is de bijdrage van stikstof in verzurende depositie dominant en wordt eutrofiëring door stikstof als een belangrijker en relevanter probleem beschouwd dan de verzurende werking van zwavel en stikstof (<http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0184-Verzurende-depositie.html?i=3-17>, geraadpleegd december 2013; Van Dobben et al., 2008). Tot op heden zijn er geen kritische depositiewaarden voor zure depositie op habitattypen of natuurdoeltypen vastgesteld. Bij het modelleren van kritische depositiewaarden voor stikstof van habitattypen en natuurdoeltypen is echter rekening gehouden met de verzurende werking van zowel stikstof als zwavel en overige verzurende stoffen. Om de kritische depositiewaarde voor stikstof voor afzonderlijke vegetatietypen te kunnen bepalen, was het noodzakelijk om de achtergronddepositie van zwaveldioxide op een vaste waarde te stellen. Hierbij is gekozen voor de verwachte gemiddelde depositie van zwaveldioxide in Nederland in 2010: 400 mol S/ha/j (Van Dobben et al., 2004).

De verzurende depositie wordt gedefinieerd als de som van de natte en droge depositie van verzurende componenten. Hierbij wordt aangenomen dat één mol SO₂ resulteert in twee zuurequivalenten en dat één mol stikstofoxide en één mol ammoniak elk één zuurequivalent opleveren. De potentiële zuurdepositie wordt aldus berekend volgens: Potentieel zuur = 2 × [SO₂] + [NO₂] + [NH₃] + [eventueel overige zure stoffen]. Uit de depositiekaarten voor Totaal stikstof ([NO₂] + [NH₃]) en Potentieel zuur

(<http://geodata.rivm.nl/gcn/>) is derhalve bij benadering de achtergronddepositie van zwavel en overige verzurende stoffen¹ te berekenen.

Het verschil tussen de stikstofdepositie en de zuurdepositie in de omgeving van de TRI in 2012 bedraagt gemiddeld 728-830 mol N/ha/j. Dit is inclusief de depositie van zwaveldioxide, die wat betreft de verzurende werking dubbel telt. De werkelijke zwaveldepositie zal dan ook naar verwachting in de ordegrootte van 485-550 mol zuur bedragen. Bij een sterke verhoging van de zwaveluitstoot of overige verzurende stoffen zijn de kritische stikstofdepositiewaarden een onderschatting, maar die situatie doet zich in Nederland niet meer voor, ook niet rond de locatie van de voorgenomen activiteit. De achtergrondwaarden van zuurdepositie zijn tegenwoordig zo laag, dat de invloed momenteel verwaarloosbaar is (mond. med. dhr. Van Dobben, 2008). Er worden daarom geen negatieve effecten verwacht als gevolg van de zwaveldepositie en overige verzurende stoffen door de TRI. Een significant negatief effect van deze deposities wordt op voorhand uitgesloten.

2.2.2 Depositie van stikstof

Droge en natte stikstofdepositie kunnen leiden tot verzuring en vermesting. De effecten van verzuring zijn niet altijd te onderscheiden van die van vermesting, omdat stikstofdepositie tot beide zal leiden. Hieronder wordt kort ingegaan op de algemene effecten van verzuring en vermesting. In hoofdstuk 3 en 4 wordt in meer detail onderzocht welke effecten op de beschermde waarden kunnen optreden.

Verzuring

Verzuring van bodem of water is een gevolg van de uitstoot van onder andere stikstofoxiden en ammoniak, zoals door uitlaatgassen van auto's en industrie. Deze stoffen slaan in de omgeving neer als droge of natte depositie. De belangrijkste bronnen van verzurende depositie zijn landbouw, verkeer en industrie.

Verzuring leidt tot een directe of indirecte afname van de buffercapaciteit van de bodem of water. Op termijn resulteert dit in een daling van de zuurgraad. Hierdoor kan de samenstelling van een habitat-type veranderen en kan het habitatype op den duur geheel verdwijnen.

Voor veel natte tot vochtige habitats geldt dat indien sprake is van suboptimale hydrologische omstandigheden, zij extra gevoelig zijn voor de verzurende effecten van stikstofdepositie. De buffering die optreedt door aanvoer van basen via het grond- of oppervlaktewater is dan namelijk verminderd. Verdroging kan dus het verzuringseffect verergeren.

De effecten van verzurende stoffen zijn niet altijd te onderscheiden van die van vermestende stoffen, omdat stikstofdepositie tevens leidt tot vermesting en de effecten van verzuring en vermesting gezamenlijk optreden.

Vermesting

Vermesting is de verrijking van ecosystemen door met name stikstof en fosfaat. Veel van de habitattypen en leefgebieden die voorkomen in de beschouwde Natura 2000-gebieden zijn afhankelijk van voedselarme tot zeer voedselarme condities. De groei van planten wordt in dit systeem (mede) gelimiteerd door stikstof. Door extra toevoer van stikstof kan extra groei optreden. De beschikbaarheid van stikstof is bepalend voor de concurrentieverhoudingen tussen plantensoorten. Als de stikstofdepositie boven een bepaald kritisch niveau komt (kritische depositiewaarde, KDW) kan een beperkt aantal plantensoorten sterk toenemen (zoals grassen) ten koste van meerdere andere. Daardoor neemt de biodiversiteit af.

¹ Gegevens over de precieze hoogte van de depositie door deze overige verzurende depositie zijn niet beschikbaar. Wel vinden er bijtellingen plaats bij de door het RIVM en OPS model berekende zuurdepositie. Voor overige verzurende stoffen is deze bijtelling 85 mol/ha/j aan natte depositie en 195 mol/ha/j aan droge depositie, samen 280 mol/ha/j.

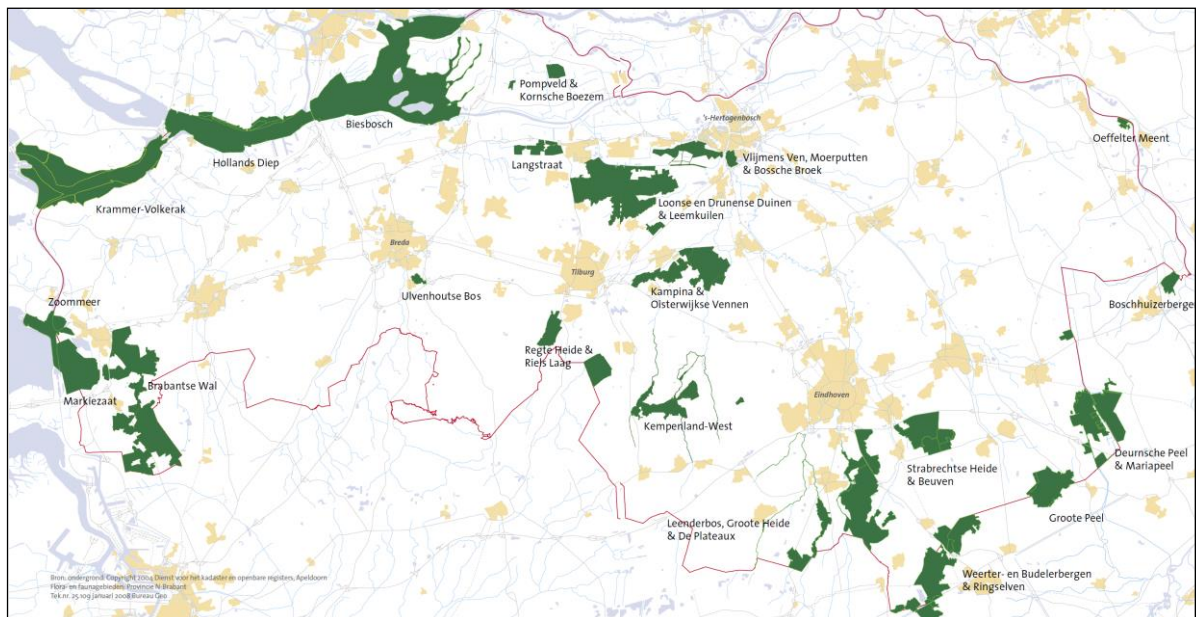
In de rapporten “Depositieonderzoek t.b.v. het MER voor de TRI; A. Jansen BV in Son” van SPA ingenieurs (2014a), “Depositie onderzoek A. Jansen Son – provincie Limburg” van SPA ingenieurs (2014b), “Onderzoek t.b.v. de TRI Son en Depositie in Gelderland; A. Jansen BV” van SPA ingenieurs (2015) is onderzoek gedaan naar de stikstofdepositiebijdrages op Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten als gevolg van de voorgenomen activiteit, realisatie en ingebruikname van de TRI. Voor nadere informatie over de methodiek en uitgangspunten van de berekeningen wordt verwezen naar de betreffende rapporten.

Referentiesituatie stikstofemissie

In deze toetsing is de bedrijfssituatie van A. Jansen B.V. te Son in 2012 als referentiesituatie gekozen om de toename van stikstofemissie en -depositie als gevolg van realisatie van de TRI te bepalen. Deze keuze is gemaakt omdat in 2014 een revisievergunning is verleend (ontwerpbesluit op 30 juni; definitieve besluit op 18 november) die gebaseerd is op de bedrijfssituatie in 2012. Deze bedrijfssituatie in 2012 betreft de laagst vergunde stikstofemissie op deze vestigingslocatie sinds 7 december 2004, de datum waarop de Natura 2000-gebieden op de lijst van gebieden van communautair belang zijn geplaatst en die ook voor beschermde natuurmonumenten als referentiedatum gehanteerd wordt.

Natura 2000-gebieden

De onderstaande tabel geeft een overzicht van te verwachten stikstofdepositiebijdrage op de meest nabijgelegen Natura 2000-gebieden (tot 30 km afstand) als gevolg van het voorgenomen initiatief (conform SPA ingenieurs, 2014a). Hieruit blijkt dat deze bijdrage maximaal 0,3 mol N/ha/j zal bedragen². Deze is lager dan 1 mol N/ha/j, waardoor volstaan kan worden met een melding onder de Programmatisch Aanpak Stikstof (PAS). Nadere toetsing van de effecten van het voorgenomen initiatief op Natura 2000-gebieden is daarbij overbodig.



Figuur 2 Natura 2000-gebieden in Noord-Brabant. Bron: Brabantse Milieufederatie op www.brabantsemilieufederatie.nl.

² De berekende stikstofdeposities zijn afgerond op één decimaal conform de afrondingsregel NEN 1047 'Receptenbladen voor de statistische verwerking van waarnemingen'.

Tabel 1 Verwachte stikstofdepositiebijdrage van de voorgenomen activiteit (VA) op de Natura 2000-gebieden die tot 30 km van de vestiging van A. Jansen BV te Son zijn gelegen. De kolommen geven achtereenvolgens de afstand van deze gebieden tot de voorgenomen activiteit (VA), de aan A. Jansen BV te Son vergunde stikstofdepositie in 2012 (droog en nat gecumuleerd) op het betreffende gebied, de totale stikstofdepositie van deze vestiging bij ingebruikname van de TRI (VA) en de netto bijdrage van de VA aan de stikstofdepositie op het betreffende gebied (SPA-ingenieurs, 2014a). ^Oorspronkelijke waarden zijn afgerond op één decimaal. *Natura 2000-gebied Deurnsche Peel & Mariapeel betreft twee deelgebieden waarvan de verschillende afstanden en depositiewaarden zijn weergegeven.

Natura 2000-gebied	Afstand tot VA (km)	Vergunde stikstofdepositie 2012 (mol N/ha/j)^	Totale stikstofdepositie incl. VA (mol N/ha/j)^	Depositiebijdrage van VA (mol N/ha/j)^
Kempenland-West	11,3	0,0	0,3	0,3
Leenderbos, Groote Heide & De Plateaux	11,9	0,0	0,2	0,2
Kampina & Oisterwijkse Vennen	12,1	0,0	0,2	0,1
Strabrechtse Heide & Beuven	13,6	0,0	0,2	0,2
Vlijmens Ven, Moerputten & Bossche Broek	20,9	0,0	0,1	0,1
Loonse en Drunense Duinen & Leemkuilen	21,0	0,0	0,1	0,1
Weerter- en Budelerbergen & Ringselven	26,7	0,0	0,1	0,1
Deurnsche Peel & Mariapeel*	27,1 / 29,7	0,0 / 0,0	0,2 / 0,1	0,2 / 0,1
Regte Heide & Riels Laag	28,0	0,0	0,1	0,1
Groote Peel	29,1	0,0	0,1	0,1

Beschermde natuurmonumenten

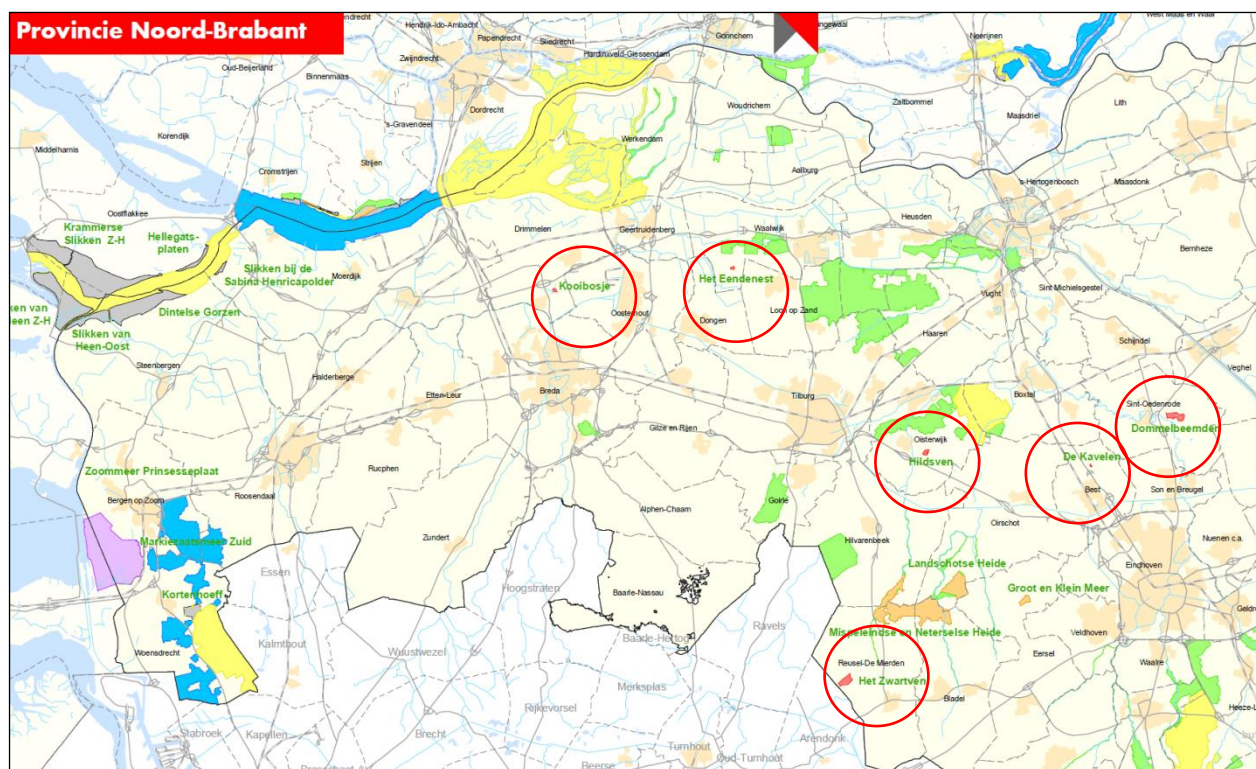
Binnen de 0,1 mol N/ha/j contour, die naast een groot deel van provincie Noord-Brabant ook delen van provincie Gelderland en Limburg beslaat, zijn naast Natura 2000-gebieden ook beschermde natuurmonumenten gelegen. De bescherming van beschermde natuurmonumenten is geregeld in de artikel 16 van de Natuurbeschermingswet. Het is verboden om zonder vergunning handelingen te verrichten die schadelijk kunnen zijn voor de te beschermen waarden van een natuurmonument, zoals natuurschoon en de natuurwetenschappelijke betekenis ervan. Dit regime biedt het bevoegd gezag in alle gevallen de ruimte om bij vergunningverlening niet alleen rekening te houden met de bescherming van de natuurwaarden, maar ook met economische, sociale en culturele belangen. Beschermde natuurmonumenten vallen niet onder PAS, waardoor een toetsing van de effecten van de voorgenomen activiteit op de relevante beschermde natuurmonumenten aan de orde is.

Provincie Noord-Brabant

De onderstaande tabel geeft een overzicht van te verwachten stikstofdepositiebijdrage op de Noord-Brabantse beschermde natuurmonumenten als gevolg van het voorgenomen initiatief (conform SPA-ingenieurs, 2014a). Hieruit blijkt dat 4 van de 6 beschermde natuurmonumenten binnen de 0,1 mol N/ha/j contour zijn gelegen. Voor deze gebieden wordt in de onderhavige rapportage een toetsing van de effecten uitgevoerd.

Tabel 2 Verwachte stikstofdepositiebijdrage van de voorgenomen activiteit (VA) van A. Jansen BV te Son op de beschermde natuurmonumenten die geheel of gedeeltelijk in de provincie Noord-Brabant zijn gelegen. De kolommen geven achtereenvolgens de afstand van deze gebieden tot de voorgenomen activiteit (VA), de aan A. Jansen BV te Son vergunde stikstofdepositie in 2012 (droog en nat gecumuleerd), de totale stikstofdepositie van deze vestiging bij ingebruikname van de TRI (VA) en de netto bijdrage van de VA aan de stikstofdepositie op het betreffende gebied (SPA ingenieurs, 2014a). ^Oorspronkelijke waarden zijn afgerond op één decimaal.

Beschermd natuurmonument	Afstand tot VA (km)	Vergunde stikstofdepositie 2012 (mol N/ha/j)^	Totale stikstofdepositie incl. VA (mol N/ha/j)^	Depositiebijdrage van VA (mol N/ha/j)^
Dommelbeemden	7,4	0,1	0,7	0,5
Kavelen	4,6	0,1	0,6	0,5
Hildsven	17,2	0,0	0,1	0,1
Zwartven	26,6	0,0	0,1	0,1
Eendennest	37,2	0,0	0,0	0,0
Kooibosje Terheijden	49,4	0,0	0,0	0,0



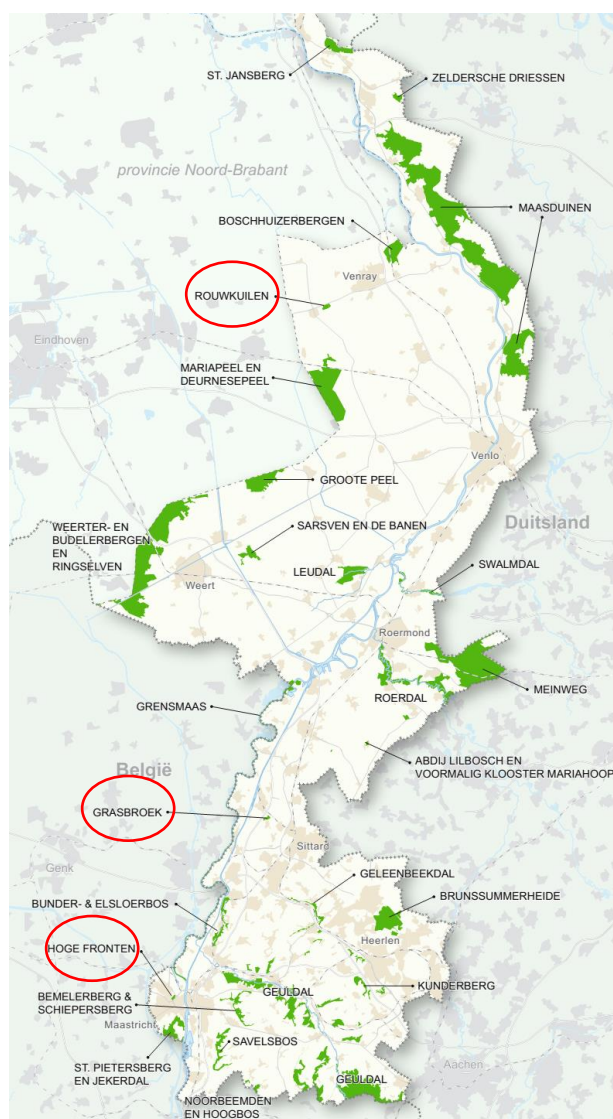
Figuur 3 Beschermde natuurgebieden in Noord-Brabant. De beschermde natuurmonumenten die buiten Natura 2000-gebieden gelegen zijn, zijn rood omcirkeld. Bron: Provincie Noord-Brabant op www.brabant.nl.

Provincie Limburg

De onderstaande tabel geeft een overzicht van te verwachten stikstofdepositiebijdrage op de Limburgse beschermde natuurmonumenten als gevolg van het voorgenomen initiatief (conform SPA ingenieurs, 2014b). Hieruit blijkt dat 1 van de 3 beschermde natuurmonumenten binnen de 0,1 mol N/ha/j contour is gelegen. Voor dit gebied wordt in de onderhavige rapportage een toetsing van de effecten uitgevoerd.

Tabel 3 Verwachte stikstofdepositiebijdrage van de voorgenomen activiteit (VA) van A. Jansen BV te Son op de beschermde natuurmonumenten die geheel of gedeeltelijk in de provincie Limburg zijn gelegen. De kolommen geven achtereenvolgens de afstand van deze gebieden tot de voorgenomen activiteit (VA), de aan A. Jansen BV te Son vergunde stikstofdepositie in 2012 (droog en nat gecumuleerd), de totale stikstofdepositie van deze vestiging bij ingebruikname van de TRI (VA) en de netto bijdrage van de VA aan de stikstofdepositie op het betreffende gebied (SPAingieurs, 2014a). ^Oorspronkelijke waarden zijn afgerond op één decimaal.

Beschermd natuurmonument	Afstand tot VA (km)	Vergunde stikstofdepositie 2012 (mol N/ha/j)^	Totale stikstofdepositie incl. VA (mol N/ha/j)^	Depositiebijdrage van VA (mol N/ha/j)^
Rouwkuilen	31,9	0,0	0,1	0,1
Grasbroek	59,3	0,0	0,0	0,0
Hoge fronten	73,7	0,0	0,0	0,0



Figuur 4 Beschermde natuurgebieden in Limburg. De beschermde natuurmonumenten die buiten Natura 2000-gebieden gelegen zijn, zijn rood omcirkeld. Bron: Provincie Limburg op www.limburg.nl.

Provincie Gelderland

In het beleid van provincie Gelderland is opgenomen dat alleen beschermde natuurmonumenten met een afstand van maximaal 3 km tot de voorgenomen activiteit getoetst dienen te worden (Provincie Gelderland, 2015). Aangezien de inrichting van A. Jansen B.V. te Son zich op circa 30 km van de provinciegrens bevindt, is een toetsing van de Gelderse beschermde natuurmonumenten niet aan de orde.

2.2.3 Overige effecten

Gezien de afstand van de inrichting tot de beschermde natuurgebieden (minimaal 4,6 km) kunnen overige effecten als gevolg van de realisatie en ingebruikname van de installatie, zoals verstoring door geluid, licht en aanwezigheid van mensen, op voorhand worden uitgesloten.

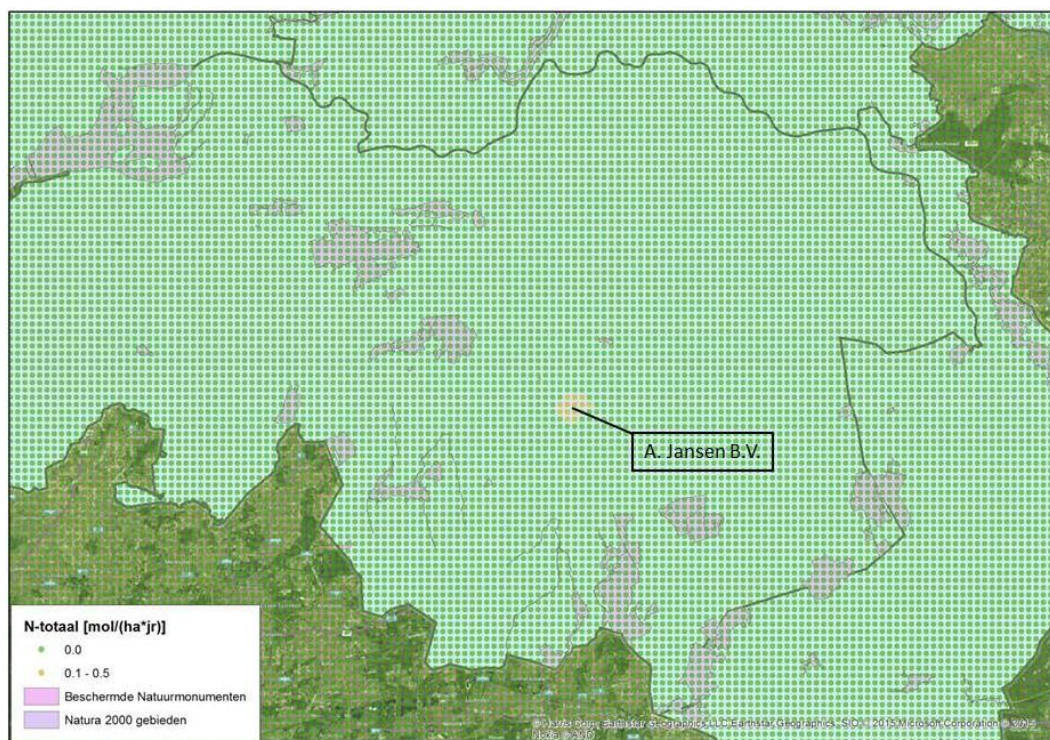
2.3 Effecten tijdens realisatiefase TRI en (voor)opslagloods

Voorafgaand aan de ingebruikname van de TRI dient de TRI, evenals een (voor)opslagloods, gebouwd te worden. Tijdens de realisatiefase vinden de voorbereidende en funderingswerkzaamheden van de TRI en (voor)opslagloods plaats. Hierop worden nadien de TRI en (voor)opslagloods gerealiseerd. Gezien de afstand tot de beschermde natuurgebieden leidt dit niet tot significant negatieve effecten op de beschermde waarden in de natuurgebieden.

Tijdens deze realisatiefase zal daarnaast effect op kunnen treden van de inzet van materieel, waaronder vrachtwagens en busjes, die leiden tot stikstofemissie. Voor een nadere specificatie van de inzet van materieel en de stikstofdepositie die hiermee gepaard gaat, wordt verwezen naar het stikstofdepositieonderzoek van Arcadis (2015).

De werkzaamheden ten behoeve van de TRI en (voor)opslagloods bedragen niet meer dan één jaar. De doorlooptijd van de bouw van de TRI zelf is circa 6 maanden en van de opslagloods circa 3 maanden. Daarnaast vindt voorafgaand aan de bouw van de TRI verwijderen van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) plaats (Arcadis, 2015).

In Figuur 5 is aangegeven tot waar als gevolg van de realisatie van de TRI en (voor)opslagloods en de afvoer van TAG relevante bijdragen optreden aan stikstofdepositie. Deze bijdrage betreft een eenmalige bijdrage die gedurende realisatiefase wordt veroorzaakt. Uit deze figuur blijkt dat de 0,1 mol N/ha/j contour reikt tot circa 2,3 kilometer vanaf de inrichting van A. Jansen B.V. Er zijn geen Natura 2000-gebieden of beschermde natuurmonumenten gelegen binnen deze contour (Arcadis, 2015). Negatieve effecten van stikstofdepositie als gevolg van realisatie van de TRI en de (voor)opslagloods worden dan ook uitgesloten.



Figuur 5 Contour tot waar de realisatiefase van de TRI en (voor)opslagloods en de afvoer van TAG voorafgaand aan de bouw van de TRI een bijdrage hebben aan stikstofdepositie en de ligging van de beschermde natuurmonumenten en Natura 2000-gebieden. Binnen de 0,1 mol N/ha/j contour (weergegeven met oranje stippen) zijn geen beschermde natuurgebieden gelegen (bron: Arcadis, 2015).

3 | Beschermde natuurmonumenten in Noord-Brabant

3.1 BN Dommelbeemden

Beschrijving

De kern van het beschermd natuurmonument wordt gevormd door een laaggelegen terrein in een bocht van het Dommeldal. Hier bevinden zich de eigenlijke 'Dommelbeemden', bestaande uit schrale hooi- en weilanden, evenals de zogenoemde 'Moerkuilen', een complex van door vervening ontstane open plassen. Deze kern is omgeven door een hoge rug, met bouwlanden in het noorden en zuiden en een bebost gedeelte in het oosten. In het uiterste oosten en zuidoosten komt stuifzand voor (Ministerie van CRM, 1977).

Het gebied is van groot belang vanwege de verscheidenheid aan plantengemeenschappen die op een relatief kleine oppervlakte voorkomt. Zo worden in de Moerkuilen, van laag naar hoog, plantengemeenschappen aangetroffen die typerend zijn voor het open water, de verschillende stadia van verlanding, het elzenbroekbos, het heischrale grasland en het arme eiken-berkenbos. De verlanding is het verst doorgezet in de kleinere veenputten, welke een matig voedselarm karakter hebben. Het elzenbroekbos beslaat een belangrijke oppervlakte van het natuurmonument en komt voor in de vorm van hakhout. Het is matig voedselrijk, met overgangen naar zowel een rijkere als armere vorm (Ministerie van CRM, 1977).

In de richting van Dommelbeemden komen vochtige tot drassige graslanden voor, met gemeenschappen uit het Moerasspireaverbond en het Dotterverbond. Ten tijde van de aanwijzing van het gebied als natuurmonument groeiden hier onder andere Waterdrieblad, Koekoeksbloem, Melkeppe, Koninginnekruid en Pinksterbloem (Ministerie van CRM, 1977).

De eigenlijke Dommelbeemden zijn min of meer in cultuur gebracht. Hier zijn hooi- en weilanden te vinden, die onderling gescheiden zijn door rijen populieren, knotwilgen en elzenhagen en ook alleenstaande eiken en wilgen bevatten. Behalve algemenere soorten als Moerasrolklaver, Moeraswalstro en Poelruit kwamen hier ten tijde van de aanwijzing ook meer zeldzame soorten als Spaanse ruiter, Draadrus en Langbladige ereprijs voor (Ministerie van CRM, 1977).

Het gebied vormt een zeer geschikt broedbiotoop voor bos- en moerasvogels als Bosrietzanger, Nachtegaal, Wielewaal en Gele kwikstaart. Ook meer zeldzame soorten zoals Blauwborst, Waterral, Zomertaling, Ransuil en Watersnip broeden hier. In het winterhalfjaar vormt Dommelbeemden een voedsel- en foerageergebied voor doortrekkende en overwinterende zang- en roofvogels (Ministerie van CRM, 1977).

Tabel 4 Achtergronddepositie in de relevante kilometerhokken van Dommelbeemden (RIVM, 2015) en bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA).

Km-hok	Totaal stikstof (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)
161 - 397	1.954	0,5
162 - 397	1.968	
163 - 397 (uiterst oostelijke punt)	2.036	
162 - 396 (zuidelijke rand)	1.960	



Figuur 6 Beschermde natuurmonument Dommelbeemden. Bron: Google earth pro.

Beschermde waarden

Op basis van de informatie in het aanwijzingsbesluit (Ministerie van CRM, 1977), de beheertypenkaart (bron.portaalnatuurenlandschap.nl/NatuurBeheerPlan, geraadpleegd december 2013), Buro Bakker (2004), Broekmeyer et al. (2011) en de Landelijke Vegetatie Databank (www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/googlemapszoek.aspx, geraadpleegd december 2013) wordt ingeschat dat in het gebied de volgende vegetatietypen³ voorkomen:

- Ndt 3.17 Geïsoleerde meander en petgat
- H6410 Blauwgraslanden
- Ndt 3.30 Dotterbloemgrasland van beekdalen
- Ndt 3.38 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
- Ndt 3.50/3.51 Akker
- H6430A Ruigten en zomen (Moerasspirea)
- Ndt 3.64 Bos van arme zandgronden
- H91E0C Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

³ Voorkomende vegetatietypen zijn vertaald in habitattypen of natuurdoeltypen.

De volgende vegetatietypen worden wel in het aanwijzingsbesluit genoemd, maar komen niet in het gebied voor, zo blijkt uit de vegetatiekartering (Buro Bakker, 2004), luchtfoto en de beheertypenkaart:

- H6230 Heischraal grasland
- Ndt 3.47 Zandverstuiving

Het habitatype ruigten en zomen, subtype Moerasspirea (H6430A) en natuurdoeltype akker (ndt 3.50/3.51) hebben een kritische depositiewaarde van >2.400 mol N/ha/j en zijn derhalve niet gevoelig voor stikstofdepositie (Van Dobben et al., 2012; Smits et al., 2012). Negatieve effecten van de bijdrage van de voorgenomen activiteit op deze habitats worden daarom op voorhand uitgesloten.

Voor de overige habitats wordt een beoordeling uitgevoerd van mogelijke effecten.

Het gebied is verder van belang als broedbiotoop voor verschillende soorten bos- en moerasvogels. In het winterhalfjaar benutten doortrekkende en overwinterende zang- en roofvogels het gebied (Ministerie van CRM, 1977). Deze vogelsoorten benutten de genoemde habitattypen en natuurdoeltypen als leefgebied en worden derhalve in deze effectbeoordelingen meegenomen.

3.1.1 Geïsoleerde meander en petgat

Dit natuurdoeltype is sterk gerelateerd aan het habitatype meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden. Daarom worden hieronder de beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie en effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen van dit habitatype vermeld.

Beschrijving

Deze begroeiingen van drijvende en ondergedoken waterplanten komen voor in matig voedselrijke meren, plassen en andere relatief diepe, vlakvormige stilstaande wateren. Het water is helder en de vegetatie wordt gevormd door breedbladige soorten fonteinkruid, Krabbenscheer en/of Groot blaasjeskruid. Daarnaast kunnen in de begroeiingen enkele planten met grote drijfbladen voorkomen (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

De waterplantengemeenschappen van dit habitatype komen voor in stilstaand, helder, matig voedselrijk, hard water. Het fosfaatgehalte van het water mag niet te hoog zijn (het optimum ligt tussen 0,04 en 0,1 mg P-totaal per liter water), want bij te hoge gehalten kan algenbloei optreden die leidt tot het verdwijnen van ondergedoken waterplantenvegetaties (Ministerie van LNV, 2008).

Begroeiingen van Krabbenscheer en van andere waterplanten (van het Kikkerbeetverbond) zijn kenmerkend voor matig diepe beschutte wateren met op de bodem veel organisch materiaal. De waterdiepte bedraagt hier minimaal 0,8 meter. Krabbenscheer is zeer gevoelig voor sulfaat (Ministerie van LNV, 2008).

De voor dit habitatype kenmerkende breedbladige fonteinkruiden (Waterlelieverbond) komen voor in minder beschutte en meestal ook diepere open wateren. De optimale waterdiepte bedraagt minimaal één meter. Doorgroeid fonteinkruid heeft een voorkeur voor minerale bodems en komt in meren vooral voor op plekken waar door golfslag of kunstmatige doorstroming enige waterbeweging optreedt. Glanzig fonteinkruid is weinig kritisch en stelt als voornaamste eis dat het water voldoende helder is (Ministerie van LNV, 2008).

Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden zijn gevoelig voor stikstofdepositie en hebben een kritische depositiewaarde van 2.143 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is matig ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

In de Moerkuilen is een begroeide veenplas aanwezig, die ontstaan is door turfwinning uit een door de Dommel gevormde laagte. Bij een vegetatiekartering in 2003 is in de betreffende plas vooral Gele plomp waargenomen (bedekking >50%) (Buro Bakker, 2004). Meer recent is echter ook beschreven dat het een visrijke veenput betreft, die veel vogels trekt en waar onder andere waterlelies, fonteinkruiden, Slangenwortel en zeggensoorten aanwezig zijn (www.rooislandschap.nl/landschap_natuur_natuurgebieden.html, geraadpleegd januari 2014).

Rol van stikstofdepositie

Het habitatype bezit voldoende buffercapaciteit en is dus niet gevoelig voor verzuring. Wel is het gevoelig voor vermessing, maar het wordt gelimiteerd door fosfaat (Lamers et al., 2010). Zolang de waterlaag echter helder genoeg blijft, zijn een aantal kranswieren goed bestand tegen relatief hoge fosfaatconcentraties (Henricsson, 1976; Blindow, 1988, beide geciteerd in Arts et al., 2012).

Het habitatype ondervindt veelal een overmaat aan stikstof die wordt aangevoerd via grond- en oppervlaktewater door nabijgelegen landbouwactiviteiten. Ondanks dat fosfaat limiterend is, kan ook de hoge nitraatbelasting leiden tot interne eutrofiëring. Dat gebeurt via verhoogde ammonificatie, waardoor sulfaat vrijkomt dat bindt aan ijzer. Het fosfaat dat vastgelegd was in ijzerfosfaat komt daardoor vrij, wat de fosfaatlimitatie opheft (Arts et al., 2012). De directe bijdrage van atmosferische stikstofdepositie in meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden lijkt gering, aangezien de aanvoer van stikstof vooral via grond- en oppervlaktewater plaatsvindt (Lamers et al., 2006, geciteerd in Arts et al., 2012).

Waar het habitatype voorkomt in laagveengebieden, wordt als gevolg van verdroging veelal oppervlaktewater (met name rivier- en boezemwater) aangevoerd om uitdroging van het veen, wat leidt tot inklinking en mineralisatie van het veenpakket, te voorkomen. Wanneer oppervlaktewater wordt aangevoerd dat hard is en rijk aan bicarbonaat, zorgt dit voor veenafbraak en leidt het tot een sliblaag op het sediment in de laagveenplassen. Toegenomen fosfaatconcentraties door aanvoer van voedingsstoffen leiden tot een toename in algengroei en daarmee tot vertroebeling van het oppervlaktewater en uiteindelijk het verdwijnen van de ondergedoken waterplantenvegetaties (Arts et al., 2012).

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Helder water en lage fosfaatgehalten zijn de belangrijkste vereisten voor dit habitatype. Waar de hydrologische condities niet optimaal zijn voor duurzame begroeiingen, zoals in kleine sloten het geval kan zijn, kan regelmatige opschoning gunstig zijn voor de instandhouding. Hiermee worden ook veel nutriënten uit het systeem verwijderd.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van geïsoleerde meanders en petgaten is 2.143 mol N/ha/j (Smits et al., 2012). Deze KDW wordt in Dommelbeemden, waar de achtergronddepositie 1.954 - 2.036 mol N/ha/j bedraagt, niet overschreden, ook niet met inachtneming van de voorgenomen activiteit die tot een depositietoename van 0,5 mol N/ha/j (0,03% van de huidige ADW) leidt. Een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit kan daarom worden uitgesloten. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels.

3.1.2 Blauwgraslanden

Beschrijving

Blauwgraslanden zijn soortenrijke hooilanden op voedselarme, basenhoudende bodems die 's winters plasdras staan en 's zomers oppervlakkig uitdrogen. De naam blauwgrasland is afgeleid van de zwak blauwgroene kleur van de soorten die het aanzien bepalen. Dat zijn bijvoorbeeld Spaanse ruiter, Blauwe zegge en Tandjesgras. De blauwgraslanden worden plantensociologisch gerekend tot het verbond Junco-Molinion. De begroeiingen kennen een grote variatie in soortensamenstelling, afhankelijk van bodem, hydrologie en geografische ligging. Op de hogere zandgronden zijn vaak soorten uit de heischrale graslanden aanwezig. Schrale hooilanden met veel Veldrus worden even-

eens tot het habitatype blauwgraslanden gerekend, wanneer ze veel soorten van het verbond Junco-Molinion bevatten (tenminste drie typische soorten aanwezig) (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het habitatype komt optimaal voor op voedselarme, matig zure tot neutrale bodems. Buffering vindt plaats door aanvoer van basen met grond- en/of oppervlaktewater. In de winter staat het grondwater aan of op maaiveld, in de zomer zakt de grondwaterstand enkele decimeters of meer weg (Ministerie van LNV, 2008; www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012).

In beekdalen kunnen verschillende combinaties van sturende processen leiden tot geschikte condities voor blauwgrasland. Van belang is dat er sprake is van aanvoer van basenrijk voedselarm grond- en/of oppervlaktewater (Ministerie van LNV, 2008; www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012, Van der Linden et al., 1996).

In blauwgraslanden is meestal sprake van fosfaatlimitatie: de lage beschikbaarheid van fosfaat beperkt de voedingstoestand en de plantengroei (Pegtel 1983; Egloff 1983; De Mars 1996; Güsewell & Koerselman 2002, allen geciteerd in Van der Hoek, 2005; Van der Hoek et al., 2004; Van der Linden et al., 1996; www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012). Vastlegging van fosfaat aan het met grondwater aangevoerde ijzer en soms calcium is waarschijnlijk de oorzaak voor deze situatie (Pegtel 1983; Egloff 1983; De Mars 1996; Güsewell & Koerselman 2002, allen geciteerd in Van der Hoek, 2005; www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012; Van der Linden et al., 1996; Van der Hoek, 2005; Van der Hoek et al., 2004).

Door jaarlijks hooien ofwel maaien met afvoer van materiaal vindt de afvoer van voedingsstoffen plaats die nodig is voor de handhaving van het mesotrofe evenwicht in deze systemen (Van der Hoek, 2005; Kemmers et al., 2010; Van der Linden et al., 1996; www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012).

Vroeger zorgde een lichte bemesting van de natte schraalgraslanden - door het opbrengen van slootbagger, kranswier of Krabbenscheer - ook voor enige toevoer van voedingsstoffen. Mogelijk is deze aanvoer van voedingsstoffen nodig om een gebrek aan bijvoorbeeld kalium te voorkomen; hierover is echter nog onvoldoende bekend (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012; Van der Linden et al., 1996).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is zeer ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

In de eigenlijke Dommelbeemden liggen lager gelegen, veenachtige natte graslanden. Deze vallen onder het habitatype blauwgraslanden en hebben een hoge soortenrijkdom (Louis Bolk Instituut, 2010). Ten tijde van de aanwijzing van het gebied als beschermd natuurmonument was bijvoorbeeld de zeldzame soort Spaanse ruiter aanwezig (Ministerie van CRM, 1977). Deze soort, aangevuld met andere zeldzame soorten als Moeraskartelblad en Melkviooltje, is nog steeds aanwezig. Het areaal blauwgrasland is klein (Provincie Noord-Brabant, 2007) en betreft voor een groot deel Kleine zeggenschraalland (Buro Bakker, 2004). De blauwgraslanden worden beheerd als Natte natuurschap (Louis Bolk Instituut, 2010).

In de Moerkuilen zijn vegetaties aanwezig die verwant zijn aan blauwgraslanden. Het betreft hier Veldrusschraallanden (Buro Bakker, 2004).

Rol van stikstofdepositie

Vermesting

Bij jaarlijks hooilandbeheer is het habitatype niet gevoelig voor een enigszins verhoogde stikstofdepositie. Er wordt veel stikstof afgevoerd door het hooilandbeheer (hoeveelheid is groter of gelijk aan de aanvoer door depositie, zelfs bij een achtergronddepositie van ruim 2.100 mol N/ha/j (Kemmers et al., 2010)) en in de nazomer is waarschijnlijk sprake van vrij grote gasvormige verliezen van stikstof als de oppervlakkig uitdroogde bodem weer natter wordt en nitraat gedenitrificeerd wordt (nitraat (NO_3) wordt dan door bacteriën omgezet in stikstof (N_2 , gasvormig)) (Kros et al., 2008).

Verdroging, verzuring en vermesting

Afname van kwel in blauwgraslanden leidt in de eerste plaats tot verminderde aanvoer van calcium en ijzer (ook door toenemende invloed van regenwater). Hierdoor neemt de buffercapaciteit langzaam af en daalt de pH. Dit proces kan lang duren, maar uiteindelijk zal de buffering via kationenuitwisseling overgaan naar buffering via aluminium (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012; Van der Linden et al., 1996). Hierbij komen de toxische metalen aluminium en ijzer vrij.

Indien sprake is van een toename van de regenwaterinvloed en de natte condities dus gehandhaafd blijven, zal het blauwgrasland overgaan in een kleine zeggenvegetatie. Dit gebeurt alleen indien de voedselarme omstandigheden gehandhaafd blijven. Bij iets minder sterke verzuring en beperkte afname van kwel zou het blauwgrasland over kunnen gaan in een heischraal grasland.

Afname van kwel leidt verder tot een toename van de doorluchting van de bodem. Dit leidt in eerste instantie tot een toename van de mineralisatie (afbraak en omzetting van plantmateriaal). Hierbij komt met name nitraat vrij (Van der Linden et al., 1996). Ook Kemmers et al. (2010) vonden een enorm verhoogde N-mineralisatie in vier matig ontwikkelde blauwgraslanden, mogelijk als gevolg van toegenomen doorluchting. Deze mineralisatie neemt overigens weer af als de bodem verder verzuurt, doordat de bacteriële activiteit dan afneemt. Door de verhoogde N-mineralisatie en het vrijkomen van voorheen gebonden fosfaat komen meer voedingsstoffen beschikbaar voor de vegetatie en kan de productie van het blauwgrasland toenemen. Algemene soorten zoals Gladde witbol en Pijpenstrootje kunnen de overhand krijgen (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012; Van der Linden et al., 1996).

Een toename van de mineralisatie leidt echter niet altijd tot een verhoogde productie. Dit is het geval als bij een verhoogde mineralisatie een ander nutriënt beperkend is voor de groei. Zo bleef in een blauwgrasland de productie gelijk na grondwaterstandsaling, ondanks een vertienvoudiging van de N-mineralisatie. De oorzaak was dat de beschikbaarheid van het limiterende nutriënt fosfaat niet veranderde omdat het gebonden bleef aan ijzer en kalk (Grootjans, 1985, geciteerd in Van der Linden et al., 1996).

Bij sterke verzuring zal de nitrificatie afnemen, en de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ (ammonium/nitraat)-ratio stijgen (Roelofs et al., 1993, geciteerd in Van der Linden et al., 1996). Hierdoor wordt stikstof (meer specifiek nitraat) het beperkende nutriënt in plaats van fosfaat, ondanks een toename van fosfaatbeschikbaarheid (Spijksma et al., 1994, geciteerd in Van der Linden et al., 1996). Omdat ook de mineralisatie bij sterke verzuring laag is, zal een groot deel van de stikstof niet beschikbaar zijn voor de plantengroei.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Hooibeheer

Het reguliere beheer van blauwgraslanden bestaat uit jaarlijks hooibeheer. Dit leidt ertoe dat 1) verbossing wordt tegengegaan, 2) nutriënten worden afgevoerd en 3) vergrassers niet de overhand krijgen.

Afvoer van nutriënten door maaibeheer in graslanden

Maaien (en afvoeren) leidt tot afvoer van biomassa, waarin voedingsstoffen zitten opgeslagen. Door maaien kan een groot deel van het te veel aan voedingsstoffen die zijn aangevoerd door o.a. atmosferische depositie worden afgevoerd (www.natuurkennis.nl, 2009; Natuurtypen; Grasland; Dotterbloemgrasland; Kros et al., 2008). Zo vond Oomes (1990; geciteerd in Oosterbaan et al., 2008) dat door het tweemaal jaarlijks maaien en afvoeren van graslanden, die tot voor kort in agrarisch gebruik waren (bemesting van 250 kg N/ha/j), de drogestofproductie van ca. 11-12 ton/ha/jaar in ca. acht jaar kon worden teruggebracht naar ca. 4 ton/ha/jaar (overeenkomend met de productie van een schraalgrasland, zie onderstaande tabel). Na acht tot tien jaar verschraling werd door het maaibeheer jaarlijks ca. 100-120 kg stikstof per ha afgevoerd.

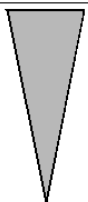
Door Rijksuniversiteit Groningen is in het verleden uitgebreid onderzoek verricht naar de invloed van verschillende maairegimes op de biomassaproductie en nutriëntenopname van uit productie genomen grasland op zandgrond in het stroomdal van de Drentsche Aa (Clevering & Visser, 2005; Bakker et al., 2002). Het onderzoek startte in 1972 en werd minstens 25 jaar vervolgd.

Bij eenmaal jaarlijks maaien verminderde de drogestof-opbrengst van 6 à 7,5 ton/ha/jaar naar 3 ton/ha/jaar (overeenkomend met de productie van een schraalgrasland). Bij tweemaal maaien verminderde de drogestofproductie van 9 ton/ha/jaar naar 3 ton/ha/jaar. Bij zowel eenmaal als tweemaal jaarlijks maaien nam de N-afvoer met het maaisel af van 100 kg/ha naar 40-50 kg/ha. Deze afvoer is ongeveer gelijk aan de depositie en netto mineralisatie.

Uit een recent onderzoek van Kemmers et al. (2010) valt af te leiden dat de jaarlijkse stikstofafvoer door maaien in blauwgraslanden gelijk (4 van de 16 locaties) of hoger is (12 van de 16 locaties) dan de hoeveelheid die er jaarlijks bij komt door depositie. Hierbij was sprake van een achtergronddepositie van 2.142 mol N/ha/j. De hoeveelheid stikstof die door hooibeheer werd afgevoerd bedroeg 2.142 - 4.284 mol N/ha/j. Tevens blijkt uit dit onderzoek dat jaarlijks veel meer stikstof wordt vastgelegd (geïmmobiliseerd) door micro-organismen dan dat er jaarlijks door beheer wordt afgevoerd of dan wat er jaarlijks wordt aangevoerd door depositie. Dit suggereert dat deze organismen veel competitiever zijn in het gebruiken van stikstof dan hogere planten.

In matig ontwikkelde blauwgraslanden was de afvoer van stikstof via hooibeheer ook hoger dan de aanvoer via depositie. Wel was sprake van een sterk verhoogde N-mineralisatie (Kemmers et al., 2010).

In onderstaande tabel is ter informatie een overzicht opgenomen van de verschillende graslandtypen en hun productie.

Fase	Graslandtype	Productie (ton ds/ha/jr)	Soorten (per 25m ²)	Kwalificatie	
	Tussenfasen				
0	Raaigrasweide	> 10	5 - 10	Zeer soortenarm	
1	Grassen-mix	8 - 10	10 - 15	Soortenarm	
2	Dominant-stadium	6 - 8	10 - 15	Soortenarm	
	Botanische doelen				
3	Gras-kruidenmix	5 - 7	15 - 25	Matig soortenrijk	
4	Bloemrijk grasland	3 - 6	20 - 40	Soortenrijk	
5	Schraalland	< 5	> 30	(zeer) Soortenrijk	

Figuur 7 Fasen en graslandtypen in de ontwikkeling van botanisch waardevol grasland. Ontleend aan: Provinciebestuur West-Vlaanderen, 2000.

Door maaibeheer kan per jaar tientallen tot ruim honderd kilogram stikstof worden afgevoerd (zie kader 'Afvoeren van nutriënten door maaibeheer in graslanden', waarin het gaat om hoeveelheden van 40-120 kg N/ha/j; dit komt overeen met 2.800-8.500 mol N/ha/j).

Plaggen

In gedegenereerde blauwgraslanden waar sprake is van verzuring en vermessing, maar waar geen sprake is van aantasting van de hydrologische omstandigheden, kan door middel van plaggen en daarna bekalken weer een soortenrijk blauwgrasland ontwikkeld worden. Hierbij is het wel van belang dat plagwerkzaamheden kleinschalig zijn en restpopulaties van zeldzamere soorten worden gespaard (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012). Ook de timing van de plagwerkzaamheden is belangrijk: als zeldzamere soorten eenmaal verdwenen zijn, komen ze na het plaggen niet zomaar terug (De Graaf et al., 2004; Dorland et al., 2005).

In vrijwel alle gevallen zal echter sprake zijn van een combinatie van verdroging, verzuring en/of vermessing. In die gevallen is plaggen alleen zinvol indien de knelpunten in de hydrologie kunnen worden opgelost. Ook kan het in deze situatie nodig zijn om na het plaggen te bekalken (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Nat schraalgrasland*, geraadpleegd mei 2012).

Uit analyse van de effecten van vernattingsmaatregelen in blauwgraslandreservaat De Veenkampen blijkt dat het heel belangrijk is dat het water een goede kwaliteit heeft en voldoende calcium bevat (Van der Hoek, 2005). Als dat niet het geval is, duurt het heel lang voordat de gewenste condities zijn hersteld, of is dit zelfs onmogelijk (Van der Hoek, 2005). Ook na het treffen van hydrologische maatregelen wordt daarom niet direct een sterke verbetering van de kwaliteit verwacht. Waarschijnlijk zijn hiervoor aanvullende maatregelen nodig in de vorm van herstelbeheer (plaggen). Als sterke verzuring is opgetreden, is plaggen namelijk een absolute vereiste (Van der Hoek, 2005).

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van blauwgraslanden bedraagt 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). De achtergronddepositie van stikstof bedraagt op de locaties waar blauwgraslanden voorkomen 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 883 - 897 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Bij overschrijding van de kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is dit habitatype gevoelig voor verzuring, met name wanneer tegelijkertijd sprake is van verdroging, waardoor de buffercapaciteit is aangetast. Bij verzuring treedt successie naar heischraal grasland op en verdwijnt het habitatype uiteindelijk. Bij lichte verzuring zal met name sprake zijn van afname van de soortenrijkdom.

In Dommelbeemden is een groot areaal Kleine zeggenschraalland aanwezig. Deze vegetaties zijn zuur en voedselarm en duiden erop dat de regenwaterinvloed in de wortelzone is toegenomen, en de invloed van kwel afgenomen. De afname van kwel zorgt voor verdroging en door de afname van de aanvoer van basenrijk water is verzuring opgetreden. Stikstofdepositie speelt geen of een ondergeschikte rol. Door herstel van de hydrologische omstandigheden wordt de buffercapaciteit op peil gehouden. Aangezien de blauwgraslanden langs de Dommel worden beheerd als Natte natuurplek, zal hier naar verwachting op ingezet worden.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze niet zal leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van het habitatype. Deze heeft ook geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het habitatype te behouden of te herstellen.

Vermesting

Blauwgraslanden zijn gevoelig voor vermesting, wat leidt tot vergrassing van het habitatype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Voor vogels die het habitatype als foerageergebied benutten kan vergrassing zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren. Het habitatype kan echter gedurende lange tijd in stand worden gehouden onder invloed van beheer. De graslanden in de Dommelbeemden worden gemaaid en/of beweid (Buro Bakker, 2004). Jaarlijks maaibeheer zorgt voor vergelijkbare of grotere afvoer van stikstof dan via atmosferische depositie wordt aangevoerd (Kemmers et al., 2010). De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig zijn om de blauwgraslanden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van blauwgraslanden niet in gevaar brengt. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft als pleister- en foerageergebied voor zang- en roofvogels.

3.1.3 Dotterbloemgrasland van beekdalen

Beschrijving en systeemfactoren

Dotterbloemgrasland van beekdalen is een kruidenrijk en deels ook zeggerijk grasland. Het komt voor op humeuze tot venige zand- en leemgrond en veengrond, op standplaatsen die nat tot matig nat, matig zuur tot neutraal en zwak eutroof zijn. Het type komt voor in het heuvelland en op de hogere zandgronden in (meestal brede) beekdalen die in de winter overstroomd worden door beekwater. Ook kan het type voorkomen op hoger gelegen gronden die bevoeid worden met basenrijk kanaalwater (Bal et al., 2001).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

In het centrale deel van Dommelbeemden ligt een groot graslandencomplex, waartoe ook schraallanden behoren (Buro Bakker, 2004). Ten tijde van de aanwijzing van Dommelbeemden als beschermd natuurmonument waren hier vochtige tot drassige graslanden aanwezig met gemeenschappen uit het Moerasspireaverbond (habitatype ruigten en zomen, subtype Moerasspirea (H6430A)) en het Dotterverbond. De graslanden bevatten destijds soorten als Waterdrieblad, Koekeksbloem, Melkpeper, Koninginnekruid en Pinksterbloem (Ministerie van CRM, 1977). Bij de vegetatiekartering in 2003 besloeg het Dotterbloemgrasland een flinke oppervlakte, in de vorm met Draadrus of Moeraskartelblad en ruig Dotterbloemhooiland. De matige voedselrijke graslanden worden gehooit. Om deze graslanden heen liggen nog graslanden die nog relatief voedselrijk zijn, als gevolg van voormalig gebruik als productiegrasland, maar nu worden verschaald (Buro Bakker, 2004).

Rol van stikstofdepositie

Dotterbloemgrasland van beekdalen is gevoelig voor stikstofdepositie en heeft een kritische depositiewaarde van 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Verzuring

Zolang voldoende aanvoer van basenrijk kwel- en oppervlaktewater plaatsvindt, is voldoende buffercapaciteit aanwezig om mogelijke verzurende effecten door stikstofdepositie te ondervangen. Verruiging en verzuring treden wel op in Dotterbloemgraslanden als gevolg van de verdroging, wanneer de invloed van grond- en oppervlaktewater vermindert of geheel weg valt. In de meeste bodems van natte en voedselarme graslanden vindt verzuring nauwelijks of heel langzaam plaats, omdat het proces wordt tegengehouden door de toevoer van neutraliserende en bufferende stoffen door grond- of oppervlaktewater. Indien de toevoer wegvalt, krijgt het natuurlijke proces van verzuring de ruimte (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Dotterbloemgrasland (nat)*, geraadpleegd mei 2013). Dit proces speelt een grotere rol dan verzuring door depositie.

Vermesting

Op soortniveau komt vermesting tot uitdrukking in een toename van de biomassaproductie, met verruiging en floristische verarming tot gevolg. Onder andere Liesgras heeft zich sterk uitgebreid. Meststoffen worden gemakkelijk aangevoerd met ondiep grondwater of oppervlaktewater dat over het maaiveld vloeit (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Dotterbloemgrasland (nat)*, geraadpleegd mei 2013).

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Regulier beheer van Dotterbloemgrasland bestaat uit maaibeheer. Maaien (en afvoeren) leidt tot afvoer van biomassa, waarin voedingsstoffen zitten opgeslagen. Door maaien kan een groot deel van het teveel aan voedingsstoffen die zijn aangevoerd door onder andere atmosferische depositie worden afgevoerd (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Vochtige schraalgraslanden; Nat schraalland; Dotterbloemgrasland (nat)*, geraadpleegd mei 2013; Kros et al., 2008). Uit een recent onderzoek van Kemmers et al. (2010) valt af te leiden dat de jaarlijkse stikstofafvoer door maaien in blauwgraslanden gelijk (4 van de 16 locaties) of hoger is (12 van de 16 locaties) dan de hoeveelheid die er jaarlijks bijkomt door depositie. Aangezien Dotterbloemgraslanden een hogere productiviteit kennen dan blauwgraslanden, is de afvoer door maaibeheer voor deze graslanden ook gelijk, of hoger, dan de aanvoer van stikstof via de lucht. Herstelbeheer bestaat uit verschraling en herstel van de hydrologie. Indien door een goed hydrologisch systeem (weer) voldoende bufferstoffen worden aangevoerd, wordt verzuring door natuurlijke processen en door atmosferische depositie voldoende tegengegaan. Herstel door verschraling kan enkele jaren tot enkele tientallen jaren duren, afhankelijk van het natuurdoeltype en de uitgangssituatie (Bal et al., 2001).

Effectbeoordeling

Dotterbloemgraslanden van beekdalen zijn gevoelig voor stikstofdepositie en hebben een kritische depositiewaarde van 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). De achtergronddepositie van stikstof bedraagt op de locaties waar Dotterbloemgrasland van beekdalen voorkomt 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 525 - 539 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Dotterbloemgraslanden zijn gevoelig voor verzuring indien er sprake is van verdroging. Bij aanvoer van voldoende basenrijke kwel- of oppervlaktewater is voldoende buffercapaciteit aanwezig om de mogelijk verzurende effecten van stikstofdepositie op te vangen. Over de kwaliteit van het natuurdoeltype is te weinig bekend om vast te stellen of er sprake is van verzuring. Gezien de ligging te midden van agrarisch gebied zal naar verwachting wel sprake zijn van verdroging. Bij herstel van de hydrologische omstandigheden zal de buffercapaciteit op peil gehouden worden en zijn Dotterbloemgraslanden weinig gevoelig voor verzurende effecten van stikstofdepositie. De blauwgraslanden in dit gebied worden beheerd als Natte natuurparel, waardoor verwacht wordt dat ingezet wordt op verbetering van de hydrologie in het gebied. De Dotterbloemhooilanden zullen hiervan meeprofiteren. De bijdrage van de voorgenomen activiteit zal niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van de Dotterbloemgraslanden.

Vermesting

Vermesting leidt tot verarming van de soortenrijkdom van Dotterbloemgraslanden en verruiging door toename van de biomassaproductie. Voor vogels die het habitatype als foerageergebied benutten kan verruiging zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren. In Dommelbeemden is verhoogde voedselrijkdom vooral het gevolg van het voormalig gebruik als productiegrasland. De percelen waar de voedselrijkdom te hoog is, worden nog verschraald. Het hooibeheer van de Dotterbloemgraslanden zorgt voor afvoer van voedingsstoffen. Hierbij wordt meer stikstof afgevoerd dan jaarlijks via stikstofdepositie wordt aangevoerd. Daarnaast is het beheer te intensiveren door nog een tweede maaibeurt in het najaar uit te voeren, waarmee de graslanden (verder) verschraald kunnen worden.

De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig zijn om Dotterbloemgraslanden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van Dotterbloemgraslanden niet in gevaar brengt. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft als pleister- en foerageergebied voor zang- en roofvogels.

3.1.4 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied

Beschrijving en belangrijke systeemfactoren

Bloemrijke graslanden behoren tot de kruiden- en faunarijke graslanden. Deze graslanden omvatten in feite alle graslanden die kruidenrijk zijn, maar niet tot de schraallanden vochtig hooiland, zilt grasland en overstromingsgrasland of Glanshaverhooiland behoren. De vegetatie kan behoren tot allerlei verbonden van graslandvegetaties, onder meer Kamgrasvegetaties of de meer algemene Witbolgraslanden. Diverse soorten ruigten en struwelen kunnen in dit grasland voorkomen (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Rijke graslanden en akkers; Kruiden- en faunarijke grasland*, geraadpleegd januari 2014).

Bloemrijke graslanden kunnen voorkomen op diverse bodems, van vochtig tot droog, en hebben doorgaans een (matig) voedselrijk karakter. Deze kruiden- en faunarijke graslanden komen in vrijwel alle landschapstypen voor, maar het areaal is de laatste veertig jaar enorm afgenomen door de huidige gangbare landbouwpraktijk: sterke bemesting, gecombineerd met periodiek doodspuiten van de grasmat en opnieuw inzaaien met hoog productieve grasvariëteiten. De meeste overgebleven kruidenrijke graslanden liggen in overhoekjes van het agrarische gebied of komen voor in natuurgebieden. In natuurgebieden kan het vegetatietype een tijdelijke fase zijn bij verschraling van voormalige agrarische percelen (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Rijke graslanden en akkers; Kruiden- en faunarijke grasland*, geraadpleegd januari 2014).

Bloemrijke graslanden worden bij een goede kwaliteit gekenmerkt door variatie in structuur (ruigte en plaatselijk struweel, hogere en lage vegetatie) en een kruidenrijke graslandbegroeiing die rijk is aan kleine fauna. Gradiënten binnen (grond)waterpeil en voedselrijkdom zorgen voor diverse vegetatietypen. Kenmerkende of bijzondere soorten van schralere vegetatietypen ontbreken grotendeels, maar de graslanden zijn vaak wel rijk aan minder zeldzame soorten en van belang voor vlinders en andere insecten, vogels en kleine zoogdieren (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Rijke graslanden en akkers; Kruiden- en faunarijke grasland*, geraadpleegd januari 2014).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

Ten zuiden van het gehele beschermd natuurmonument Dommelbeemden zijn volgens de beheertypenkaart kruiden- en faunarijke graslanden aanwezig (bron.portaalnatuurenlanschap.nl/NatuurBeheerPlan, geraadpleegd december 2013). Alleen ten zuiden van de veenplas in Moerkuilen zijn deze meebegrensd in het beschermd natuurmonument. De graslanden kunnen overeenkomen met natuurdoeltype bloemrijk grasland of nat, matig voedselrijk grasland. Op basis van de kenmerken van het gebied wordt ingeschat dat het bloemrijke graslanden (Kamgrasweiden) betreft. Er zijn geen vegetatiegegevens die bevestigen dat dit vegetatietype daadwerkelijk in het gebied voorkomt, noch wordt de aanwezigheid vermeld in het aanwijzingsbesluit. De kwaliteit van dit vegetatietype is niet bekend.

Zowel in het deelgebied Dommelbeemden als Moerkuilen zijn daarnaast Witbolgraslanden aanwezig (Buro Bakker, 2004). Dit vegetatietype betreft het eerste stadium in de ontwikkeling na het uit productie nemen als agrarisch grasland en het instellen van verschrallingsbeheer. De graslanden worden verder verschraald, waardoor op termijn ontwikkeling mogelijk is naar Glanshaverhooiland (H6510A) en bij verdere verschraling en indien het voldoende nat is naar Dotterbloemgraslanden (ndt 3.30) of indien het minder nat maar wel gebufferd is naar blauwgraslanden (H6410).

Rol van stikstofdepositie

Aangezien bloemrijke graslanden van nature vrij voedselrijk zijn, heeft hoge stikstofdepositie waarschijnlijk niet veel invloed op dit natuurdoeltype. Verdroging van natte bloemrijke graslanden, directe vermessing door omringende landbouw en voedselrijke omstandigheden op voormalig agrarische graslanden vormen op de meeste locaties met bloemrijke graslanden grotere knelpunten (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Rijke graslanden en akkers; Kruiden- en faunarijke grasland; Bloemrijke grasland*, geraadpleegd januari 2014). Doorgaans leidt verhoogde stikstofdepositie op graslanden tot vergrassing en verruiging, met verminderde soortenrijkdom tot gevolg.

Effectiviteit van beheer

Bloemrijke graslanden kunnen door maaien, beweiden of een combinatie van beide beheermaatregelen in stand worden gehouden. Bij het staken van dit beheer veranderen ze in ruigten, struwelen en bossen. Naarmate de standplaatsen voedselrijker zijn, produceren ze meer biomassa en verruigen ze sneller. Op tamelijk voedselrijke standplaatsen zal dus een iets intensievere toepassing van beheersmaatregelen nodig zijn (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Rijke graslanden en akkers; Kruiden- en faunarijke grasland; Bloemrijke grasland*, geraadpleegd januari 2014). Dit geldt tevens bij vermessing door verhoogde stikstofdepositie of wanneer natuurontwikkeling wordt ingevoerd op graslanden die voorheen in agrarisch beheer waren.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van bloemrijke graslanden bedraagt 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Op de locaties waar dit natuurdoeltype voorkomt bedraagt de achtergronddepositie 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 525 - 539 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Vermesting van bloemrijke graslanden kan leiden tot vergrassing van het natuurdoeltype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Voor vogels die in dit natuurdoeltype foerageren kan vergrassing zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren.

De graslanden in Dommelbeemden worden gemaaid en/of beweid (Buro Bakker, 2004). Door middel van maai- of begrazingsbeheer kan het optreden van mogelijke negatieve effecten als gevolg van een verhoogde stikstofdepositie, zoals verarming van de soortenrijkdom, vergrassing en verruiging, effectief worden tegengegaan. Zo kan de kwaliteit van het natuurdoeltype behouden blijven of verbeterd worden. Bovendien zal het maaibeheer dat onderdeel uitmaakt van het verschrallingsbeheer leiden tot verbetering van de kwaliteit en afname van de productiviteit van de percelen die uit agrarisch beheer zijn genomen. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van het natuurdoeltype. De bijdrage vormt ook geen belemmering voor behoud en/of ontwikkeling van het natuurdoeltype en heeft geen invloed op aard, omvang en effectiviteit van herstelmaatregelen en regulier beheer. De stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.1.5 Bos van arme zandgronden

Beschrijving en systeemfactoren

Bos van de arme zandgronden wordt gekenmerkt door een vrij lage tot matig hoog opgaande structuur. Het bos komt voor op leemarme, meestal (matig) droge, zure zandgrond. De boomlaag bestaat uit Grove den en/of Zomereiken en Ruwe berken. De struiklaag is weinig tot niet ontwikkeld. Eventueel groeien hier enkele Sporkenhoutstruiken en Wilde lijsterbessen. Het bos is kenmerkend voor het stuifzandlandschap en de leemarme delen van het dekzandlandschap. Ook komt het bos voorin de kalkarme delen van de middenduinen en op oude strandwallen in de binnenduinstrand. Subtype a is gedomineerd door Grove den en komt van nature alleen voor als pionierbos op stuifzand en kustduinen. De ondergroei bestaat uit korstmossen, wolfsklauwen en later uit bladmos. Na maximaal vijftig jaar gaat zich humus ontwikkelen en ontstaan fasen met schrale grassen, gevolgd door bossen, Struikhei of Kraaihei. Subtype b is gedomineerd door Zomereik en Ruwe berk en ontstaat uit naaldbos ten gevolge van successie of ontwikkelt zich rechtstreeks vanuit bosopslag op bijvoorbeeld

heidevelden. De ondergroei komt overeen met subtype a. De schrale ondergroei is zeer gevoelig voor de invloed van atmosferische depositie en inwaai van meststoffen (Bal et al., 2001).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

In de Moerkuil en ten oosten daarvan zijn arm berken-eikenbos en een productiebos aanwezig (Ministerie van CRM, 1977). Het berken-eikenbos kan tot het natuurdoeltype bos van arme zandgronden gerekend worden en het productiebos is een multifunctionele afgeleide daarvan.

Van het berken-eikenbos is een vorm met Bochtige smeie aanwezig, die een relatief hoge beschikbaarheid van stikstof indiceert. Ook zijn in sommige delen soorten van de Brandnetelgroep (hier Brandnetel, Hondsdraf en Kleefkruid) frequent aanwezig (Buro Bakker, 2004). De kwaliteit van het productiebos is niet bekend, maar gezien het verleden zal de structuur- en leeftijdsvariatie en soortenrijkdom beperkt zijn.

Rol van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde van bos van arme zandgronden bedraagt 1.300 mol N/ha/j (Smits et al., 2012). Van nature zijn de meeste bostypen in Nederland stikstofgelimiteerd. Een verhoogde instroom van stikstof zorgt aanvankelijk voor een verhoogde productie van de boomlaag en de ondergroei. Atmosferische depositie leidt echter ook tot verzuring van de bodem. Zomereik heeft een hoge zuurtolerantie. Wel leidt (sterke) verzuring tot uitspoeling van basen en daarmee tot vermindering van de vitaliteit van de bomen (Hommel et al., 2012).

Verzuring

Van nature vindt accumulatie van strooisel plaats, omdat de eik slecht verteerbaar blad heeft. Daarnaast is, vanwege de voedselarme omstandigheden op de bodem, het bodemleven beperkt. Verzuring heeft een negatief effect op het bodemleven en de strooiselophoping. Het resultaat is versnelling van de strooiselophoping. Eiken, Struikhei en bosbessen hebben een hoge mate van tolerantie voor een lage pH en hoge (voor de meeste plantensoorten giftige) aluminiumconcentraties (Hommel et al., 2012).

Vermesting

Vermesting door stikstofdepositie zorgt voor afname van de korstmossen en mycorrhizapaddenstoelen. Indirect heeft dit waarschijnlijk ook effect op hogere planten. Op droge, voedselarme bodems spelen de paddenstoelen voor bomen een sleutelrol bij de opname van nutriënten en bescherming tegen diverse vormen van stress, zoals droogte, zware metalen en diverse ziekteverwekkers (Hommel et al., 2012).

Andere knelpunten binnen dit bostype zijn dominantie van exoten, zoals Amerikaanse vogelkers en directe bemesting vanuit landbouwgebied.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Zonder regulier beheer kan het bostype, afhankelijk van de voedselrijkdom van de standplaats en de vochttoestand, lang standhouden. Specifieke maatregelen om de gevolgen van stikstof tegen te gaan vallen grotendeels samen met een (licht aangepaste) reguliere beheerstrategie.

Bosbegrazing gaat de - door atmosferische depositie toegenomen - dominantie van Bochtige smeie tegen. Intensieve runderbegrazing kan leiden tot een zeer aanzienlijke verlaging van de aanwezige biomassa van de kruidlaag (bovengronds tot 50% en ondergronds tot 30%). Begrazing heeft geen significante effecten op het organisch stofgehalte van de bodem of op de zuurgraad. Wel resulteert verhoogde mineralisatie van strooisel tot lagere stikstofvoorraden door opslag in relatief stabiele organische stof. Begrazing leidt verder tot successie van Blauwe bosbes en tot het opentrappen van de gesloten vegetatie en bovengrond zodat aan jonge bosbodems gebonden soorten nieuwe kansen kunnen krijgen. Nadelen van begrazing zijn de bevordering van naaldbomen en loofbomen met slecht afbreekbaar strooisel boven loofbomen met goed afbreekbaar strooisel (Hommel et al., 2012). Hakhoutbeheer zorgt voor periodieke lichtstelling, afvoer van nutriënten, mineralisatie van strooisel en meer dynamiek in de bovengrond (bodemroering). Op de korte termijn zal dit beheer echter niet

automatisch tot herstel van de vroeger aanwezige waarden leiden. Op de langere termijn kan deze maatregel voor sommige soorten van de bosbodem tot herstel leiden. Nadelen van hakhoutbeheer zijn verminderde vitaliteit van de stoven door meeldauw, schade door vraat en door verstikking door bramen (Hommel et al., 2012).

Effectbeoordeling

Bossen van arme zandgronden zijn zeer gevoelig voor stikstofdepositie en hebben een kritische depositiewaarde van 1.300 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). Op de locaties waar deze bossen in Dommelbeemden voorkomen, bedraagt de achtergronddepositie 1.960 - 2.036 mol N/ha/j. De KDW wordt met 660 - 736 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Bij overschrijding van de KDW is het habitatype met name gevoelig voor de vermestende effecten die kunnen leiden tot verzuuring en vergrassing van de ondergroei. Verzuuring kan daarnaast leiden tot grotere strooiselophoping, hetgeen de ontwikkeling van de paddenstoelenflora negatief kan beïnvloeden.

De aanwezige soorten in de ondergroei van het berken-eikenbos indiceren het optreden van vermesting in dit gebied. De kwaliteit van het berken-eikenbos en het productiebos kan worden verbeterd door met natuurlijk beheer meer variatie in structuur en leeftijd en een hogere soortenrijkdom te creëren. Periodiek dunnen of gaten kappen verhoogt het lichtaanbod op de bodem, waardoor het strooiselpakket versneld zal mineraliseren. Daarnaast zorgt deze maatregel voor verjonging van het bos waarbij meer boomsoorten de ruimte krijgen en de structuur en samenstelling van het bos verbeteren. Ook randenbeheer biedt gelegenheid voor verjonging en structuurvariatie, waarbij tevens middels het creëren van een geleidelijk oplopende bosrand de invang van stikstofdepositie gereduceerd kan worden (Wuyts et al. 2008b en 2009, beide geciteerd in De Schrijver et al. 2010). Met deze maatregelen kunnen nutriënten uit het systeem afgevoerd worden en kan het effect van stikstofdepositie gereduceerd worden. De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze niet tot een merkbaar of meetbaar effect op de kwaliteit en oppervlakte van de bossen leidt. Dit geldt ook voor de functie die de bossen hebben als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig kunnen zijn om de bossen in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

3.1.6 Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

Beschrijving

Dit habitatype omvat bossen die groeien op beek- of rivierafzettingen (van het zogenoemde alluvium of alluviaal) en die direct of indirect onder invloed staan van beek- of rivierwater. De verschijningsvorm loopt sterk uiteen. Ze kunnen zeer soortenrijk zijn en zeldzame typische soorten bevatten. De grote variatie aan bostypen wordt binnen het habitatype verdeeld over drie subtypen, twee subtypen voor het riviereengebied en één voor de beken en kleine riviertjes van de hogere zandgronden en het heuvelland (Ministerie van LNV, 2008).

De beekbegeleidende bossen (subtype C) komen voor in beekdalen en langs kleinere rivieren van de hogere zandgronden en het heuvelland. Ze bezitten een typische ondergroei met een bijzonder uitbundig voorjaarsaspect (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

De vochtige alluviale bossen komen voor in rivier- en beekdalen op natte tot vochtige, relatief basenrijke en voedselrijke standplaatsen. Door voeding met beek- of grondwater zijn de standplaatsen relatief rijk aan basen en nutriënten (Ministerie van LNV, 2008).

Beekbegeleidende bossen (subtype C) komen vooral voor in beekdalen en laag gelegen delen van de hogere zandgronden, op plekken die onder invloed staan van overstromend beekwater en/of gevoed worden door grondwater dat afkomstig is van aangrenzende hoger gelegen gebieden. Door voeding met oppervlaktewater en grondwater zijn de standplaatsen relatief rijk aan basen en nutriënten. De grondwaterstanden liggen in het voorjaar rond het maaiveld en zakken in de zomer hooguit

ondiep weg. Op de laagste plekken kan het water een groot deel van het jaar boven het maaiveld staan. In goed ontwikkelde vormen van het elzenbroekbos zakt de grondwaterstand niet verder weg dan circa 60 centimeter. Hoewel het type niet strikt gebonden is aan kwel komen goed ontwikkelde vormen van het subtype vooral voor op plekken die gevoed worden door grondwater. Het komt voor op relatief voedselrijke standplaatsen in de benedenlopen van beken (Ministerie van LNV, 2008).

Kwel en/of inundaties met beekwater spelen in alle bostypen van dit subtype een grote rol bij het op peil houden van de buffercapaciteit. Met name in licht verdroogde situaties is ook de kwaliteit van het bladstrooisel daarvoor van belang. Dit betekent dat de samenstelling van de boomlaag daar in belangrijke mate de zuurgraad van (het bovenste deel van) de bodem bepaalt (Beije et al., 2012).

Beekbegeleidende bossen zijn gevoelig voor stikstof en hebben een kritische depositiewaarde van 1.857 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is matig ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Dommelbeemden

Rond de veenplas in Moerkuilen is een groot Elzenzegge-Elzenbroekbos aanwezig dat in ieder geval ten tijde van de aanwijzing van het gebied als beschermd natuurmonument de vorm van hakhout had (Ministerie van CRM, 1977). Het bos heeft een kruidenrijke ondergroei van Bitterzoet, Moeraswalstro, Stijve zegge, Elzenzegge, Wolfspoot, Melkeppe, Grote wederik en Liesgras. De rand van dit bos is enigszins verdroogd, waardoor bramen daar zijn gaan domineren (Buro Bakker, 2004).

Rol van stikstofdepositie

Verzuring

Dankzij de invloed van grond- of oppervlaktewater vindt buffering tegen verzuring plaats. Het wat drogere en minder gebufferde Vogelkers-Essenbos is gevoeliger voor verzuring. Verzuring leidt tot een geleidelijke verandering in een bos van het Zomereik-verbond (Beije et al., 2012). Verzuring zal echter vooral optreden als gevolg van verdroging en niet zozeer als gevolg van atmosferische depositie, daar ook in dit type de buffering door grondwater voldoende zou moeten zijn om verzuring te voorkomen.

Vermesting

Beekbegeleidende bossen hebben vaak elzen in de boomlaag, die ervoor zorgen dat symbiotische, stikstofproducerende schimmels in de bodem aanwezig zijn. Hoewel daardoor van nature een wat hoger stikstofgehalte in de bodem aanwezig is, wordt de optimale voedselrijkdom van de bodem aangeduid met de klassen licht tot matig voedselrijk. Zeer voedselrijke bodems zijn suboptimaal. Dit zou kunnen betekenen dat bij hoge depositieniveaus beekbegeleidende bossen gevoelig zijn voor stikstof. De literatuur levert hiervoor enige indirecte aanwijzingen, doordat gewezen wordt op de vrij drastische, vermestende gevolgen die verdroging kan hebben. Door verdroging kunnen grote hoeveelheden nutriënten ineens beschikbaar komen voor de vegetatie. Uit onderzoek van Pigott (1971; geciteerd in Beije et al., 2012) is bovendien gebleken dat sterke toename van Grote brandnetel alleen optreedt als zowel stikstof als fosfaat toenemen. Volgens De Keersmaeker et al. (2004; geciteerd in Beije et al., 2012) heeft de soort een hoge stikstofbehoefte maar is fosfaat meestal limiterend. Stikstofdepositie kan dan ook alleen bijdragen aan een uitbreiding van brandnetels indien het fosfaataanbod reeds is verhoogd (Beije et al., 2012). In die situaties geldt dan nog altijd dat verdroging en waterkwaliteit (vaak fosfaatrijk) grotere knelpunten vormen dan de heersende stikstofdepositie.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

De meeste beekbegeleidende bossen werden vroeger regelmatig gekapt in cycli van 10-20 jaar. Vanaf de jaren zestig werd steeds meer hakhout aan zijn lot overgelaten, zodat op de huidige percelen met beekbegeleidend bos overwegend doorgeschoten hakhout staat. Het regulier beheer bestaat

tegenwoordig meestal uit niets doen, hoewel het voor de soortenrijkdom gunstig zou zijn om op plaatsen waar vroeger gekapt werd het kapregime weer op te pakken, bijvoorbeeld aan bosranden en in delen waar de beekdynamiek is verminderd. Behalve voor de fauna is het periodiek oplichten ook voor veel broekbosplanten gunstig. Daarbij wordt vooral kleinschalig kapbeheer aanbevolen (Stortelder et al., 1999). Beperkte exploitatie in de vorm van oogst van individuele, volwassen bomen is eventueel mogelijk, maar leidt in de natste bostypen (Essenbronbos en Elzenbroek) al gauw tot schade aan vegetatie en bodem. Bovendien zijn in deze typen geen belangrijke natuurwaarden bekend die pleiten voor de instandhouding of het weer invoeren van het vroegere hakhoutbeheer (Londo, 1991; geciteerd in Beijer et al., 2012). In het Vogelkers-essenbos is houtproductie als nevenfunctie beter mogelijk, mits daarbij licht materieel wordt ingezet en voorzichtig wordt gehandeld (Beijer et al., 2012).

In verdroogde situaties is het zeer belangrijk de oorspronkelijke hydrologie te herstellen. Verdroging leidt tot verarming van de soortenrijkdom, potentieel een overgang naar een droger bostype. Daarnaast kan verdroging leiden tot het optreden van interne eutrofiëring en verruiging van de ondergroei.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen is 1.875 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). In Dommelbeemden bedraagt de achtergronddepositie 1.954 - 2.036 mol N/ha/j en wordt de KDW met 79 - 161 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Door de invloed van grond- of oppervlaktewater vindt buffering tegen verzuring plaats. In het grootste deel van het Elzenzegge-Elzenbroekbos wordt de buffercapaciteit voldoende op peil gehouden om verzuring tegen te gaan. Alleen langs de rand van het bos vormt verdroging een probleem. Dit betreft een marginale oppervlakte van het bos. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit zal niet leiden tot een merkbaar of meetbaar effect op de kwaliteit of omvang van de habitat.

Vermesting

Beekbegeleidende bossen zijn alleen gevoelig voor vermesting door overmatige stikstofdepositie indien tegelijkertijd sprake is van verdroging en een hoge fosfaatbeschikbaarheid. De verdroging leidt dan tot interne eutrofiëring. Stikstofdepositie speelt hierin een ondergeschikte rol. Verdroging treedt in dit gebied alleen op over een marginale oppervlakte langs de rand van het bos. De bijdrage van de voorgenomen activiteit is bovendien dermate gering dat deze niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit en oppervlakte van de habitat leidt. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zouden zijn om het bostype in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van beekbegeleidende bossen niet in gevaar brengt. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels.

3.2 BN Kavelen

Beschrijving gebied

Het beschermd natuurmonument is in 1973 aangewezen. De Kavelen vormt een klein fragment van de oorspronkelijke loofhoutbossen in het oostelijke gedeelte van Noord-Brabant. Met name de kruidl laag van het bosje is rijk aan soorten, waaronder enkele zeldzame. Plaatselijk komt een dichte, haast ondoordringbare ondergroei voor, die een ideale broedgelegenheid aan tal van kleine zangvogels

biedt. Doordat het natuurmonument het enige bos is in de omgeving van uitgestrekte cultuurgronden, is het bovendien een refugium voor diverse planten- en diersoorten (Ministerie van CRM, 1973).

Beschermde natuurwaarden

Volgens het aanwijzingsbesluit omvat het gebied een fragment van voormalige grootschalige loofhoutbossen en kent het een rijke ondergroei die tevens broedgebied vormt voor zangvogels (Ministerie van CRM, 1973). Ten tijde van de aanwijzing betrof het waarschijnlijk een vochtig loofbos, gedomineerd door eik, met enkele zeldzame plantensoorten (Anoniem, 2011).

Ten opzichte van het moment van aanwijzing is de vegetatiesamenstelling van het natuurgebied inmiddels sterk veranderd. In 2010 bestond het loofbos hoofdzakelijk uit inlandse eiken op rabatten. De struik- en kruidlaag onder de eiken is vrij open met hoofdzakelijk Hazelaar en braamstruweel met o.a. enkele Lijsterbessen. Op een groot aantal plekken is alleen een strooisellaag aanwezig. Alleen langs de sloten aan de rand van het gebied komen enkele exemplaren van vochtigere boomsoorten voor als Zwarte els, Gewone es en wilg. Langs deze rand groeit ook Hop. Tijdens een veldbezoek in juni 2010 (uitgevoerd door medewerker Rijkswaterstaat) stonden de greppels droog en lag een dikke strooisellaag in de greppels. De slootrand langs de Koppelstraat en de Kantersveldenweg bestond vooral uit brandnetel. Daarnaast werden voedselrijke soorten als Kleefkruid, Wolfspoot, Valeriaan, Koninginnekruid en Riet aangetroffen. Verder werden Dagkoekoeksbloem, Moerasspirea en varen aangetroffen. Er zijn geen recente inventarisatiegegevens bekend, maar op basis van de waarnemingen tijdens het veldbezoek (grote aantallen braam en brandnetel, duidend op een verdroogde en voedselrijke situatie), kan gesteld worden dat bijzondere plantensoorten naar alle waarschijnlijkheid niet meer voorkomen (Anoniem, 2011).

Volgens Broekmeyer et al. (2011) komt in het gebied een vegetatie voor die in ieder geval deels onder het subtype droge bosranden van het habitatype ruigten en zomen (H6430C) en het habitatype Eiken-Haagbeukenbossen van de hogere zandgronden (H9160A) valt.

Voor deze twee habitats wordt een beoordeling van mogelijke effecten van stikstofdepositie uitgevoerd.



Figuur 8 Beschermde natuurmonument De Kavelen. Bron: Google earth pro.

Tabel 5 Achtergronddepositie in de relevante kilometerhokken van De Kavelen (RIVM, 2015) en bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA).

Km-hok	Totaal stikstof (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)
155 - 393	1.833	0,5

3.2.1 Ruigten en zomen (droge bosranden)

Beschrijving

Het subtype droge bosranden van het habitatype ruigten en zomen betreft droge zoomgemeenschappen van relatief stikstofrijke standplaatsen. Het vormt een graduele overgang van bos of struweel naar grasland en open grond. De meest natuurlijke standplaatsen zijn te vinden in het rivierengebied, waar het in en langs (open plekken in) het hardhoutooibos staat. Ook in de kalkrijke duinen en het heuvelland is het habitatype te vinden op plekken waar bos en struweel is afgestorven of recent is gekapt. De vegetatie groeit bovendien langs heggen, wegen en paden, in verruigde graslanden en in mozaïekvegetaties met een afwisseling van grasland en struweel. In tegenstelling tot de andere subtypen van dit habitatype wordt de standplaats van droge bosranden zelden of nooit door oppervlaktewater overspoeld. De locatie van dit subtype is door variatie in bijvoorbeeld expositie, hellingshoek, hoogte en schaduwwerking van aangrenzend bos en gebouwen, zeer bepalend voor de soortensamenstelling (Ministerie van LNV, 2008; Huiskes et al., 2012).

De vegetatie die tot dit subtype wordt gerekend betreft alleen soortenrijke ruigten met bijzondere soorten. Het betreft één vegetatietype: het Verbond van Look-zonder-look. Bij goede kwaliteit van het subtype is daarbij de eis dat minstens één niet-algemene plantensoort van zoom of ruigte aanwezig moet zijn. Zeldzame soorten in de droge bosranden zijn onder andere Kruisbladwalstro, Stijve steenraket, Torenkruid en Kleine kaardebol. Op leemhoudende bodem is soms de zeldzame Welriekende agrimonie aanwezig, terwijl in de duinen Veldhondstong als vrij zeldzame soort geldt (Ministerie van LNV, 2008).

De ruigten en zomen van droge bosranden komen in Europa wijd verspreid voor. In Nederland komt het subtype in het hele rivierengebied voor, met uitzondering van de benedenrivieren. Daarnaast is het ook te vinden langs kleinere rivieren of grote beken zoals de Geul en in de duinen (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

De habitat ruigten en zomen komt voor op voedselrijke plekken waar weinig afvoer van plantenmateriaal door beweiding of maaien plaatsvindt. De vegetatie kan lang in stand blijven doordat vestiging van bomen en struiken wordt afgeremd door de dichte vegetatie. Enig beheer is echter noodzakelijk. Zonder beheer in de vorm van gefaseerd maaibeheer of - in drogere gebieden - zeer extensieve begrazing verandert de vegetatie op den duur in struweel en bos (Ministerie van LNV, 2008).

In het algemeen betreft de optimale zuurgraad voor dit type een pH-H₂O van 5 en hoger. De optimale voedselrijkdom voor deze vegetatie loopt van matig voedselrijk tot zeer voedselrijk. Het subtype groeit optimaal op matig vochtige tot droge bodem (Huiskes et al. 2012).

De kritische depositiewaarde voor stikstof is voor de droge bosranden vastgesteld op 1.857 mol N/ha/j, waarmee het subtype geassocieerd wordt als gevoelig voor stikstof. Dit getal is gebaseerd op een expert oordeel van gemiddelde modeluitkomsten van verwante vegetatietypen die voorkomen onder vergelijkbare milieumomstandigheden. Voor de modeluitkomst is echter gebruik gemaakt van berekende gemiddelden van vegetatietypen die niet tot de kwalificerende vegetatietypen van dit subtype behoren. Een groot deel van de kwalificerende vegetatietypen is juist niet gevoelig voor een hogere stikstoftoevoer (Huiskes et al., 2012).

Voorkomen en kwaliteit in Kavelen

De vaststelling door Broekmeyer et al. (2011) dat deze habitat in het gebied voorkomt, is gebaseerd op een waarneming van een zeldzame plantensoort, de Welriekende agrimonie, in de periode na 1975. Er zijn geen aanwijzingen dat deze plantensoort nog steeds aanwezig is in het natuurmonument. De soort is er in de periode 2001-2013 niet waargenomen (www.waarneming.nl, Anoniem, 2011). Als de habitat inderdaad in het natuurgebied voorkomt, zal het zeer een geringe oppervlakte betreffen, met waarschijnlijk een matige tot slechte kwaliteit. Op basis van de recente beschrijving van de vegetatiesamenstelling wordt echter verwacht dat het type is verdwenen.

Rol van stikstofdepositie

De overgang van open terrein naar bos verstoort de luchtstroming, waardoor er hogere windsnelheden en sterkere luchtturbulenties aan de bosrand voorkomen dan in de boskern. Als gevolg hiervan kunnen bosranden extra nutriënten uit de atmosfeer vangen via droge depositie ten opzichte van het daarachter gelegen bos. In een zone van 15 tot 100 meter diep (afhankelijk van nutriënt, boomsoort, structuur en vorm van de bosrand) kan de atmosferische stikstofdepositie tot 0,5 tot bijna 4 keer hoger zijn dan in de boskern (De Schrijver et al. 2007 en Wuyts et al. 2008a, beide geciteerd in De Schrijver et al. 2010 en Huiskes et al. 2012).

Verzuring

Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor verzurende effecten van stikstofdepositie op droge bosranden (Huiskes et al. 2012).

Vermesting

Bij onvoldoende beheer of verhoogde toevoer van nutriënten kan vermisting van droge bosranden ertoe leiden dat het aandeel stikstofminnende soorten toeneemt, ten koste van de minder concurrentiekrachtige soorten (Huiskes et al., 2012). Daarnaast zijn veel kenmerkende paddenstoelsoorten van de matig voedselrijke subtypen vrij gevoelig voor de effecten van vermisting (Arnolds & Veerkamp, 2008, geciteerd in Huiskes et al., 2012).

Het effect van vermisting laat zich verder zien door een versnelde successie, waardoor variatie in microklimaat afneemt en uiteindelijk verdwijnt. Afgezien van sommige stabiele situaties in de duinen worden zomen in onbeheerde situaties opgerold door de achterliggende mantel (struik en boomvormers) en verplaatsen zij zich richting open grond. In het cultuurlandschap zorgt het vastleggen van grenzen, in combinatie met begrazing, echter voor weinig ruimte voor zomen en worden deze veelal samengedrukt tot een zeer smalle zone tussen prikkeldraad en bos. Zonder ruimte om te verplaatsen zal een onbeheerde zoom binnen vijf jaar overschaduwd worden door de achterliggende bomen en struiken. Stikstofdepositie zorgt daarbij voor een hogere groeisnelheid en een hogere biomassa-productie, waardoor successie sneller optreedt (Huiskes et al., 2012).

Effectiviteit van beheer

Regulier beheer

Droge bosranden moeten incidenteel worden gemaaid of begraasd om de vegetatie in stand te houden. Alleen in de duinen zijn droge bosranden die door de abiotische dynamiek van wind, zand en zout langdurig stabiel in stand blijven zonder menselijk ingrijpen. De droge bosranden in andere gebieden zullen zonder beheer snel overgaan in struweel en bos. Naar de effectiviteit van verschillende beheermaatregelen is echter vooralsnog weinig onderzoek gedaan, waardoor hiervoor slechts vuistregels gegeven kunnen worden (Huiskes et al., 2012).

Maaien

Met gefaseerd maaibeheer, waarbij eens in de zoveel jaar een deel van de vegetatie wordt gemaaid en het maaisel wordt afgevoerd, eventueel aangevuld met verwijdering van houtopslag, kan bosontwikkeling tegen worden gegaan. De frequentie van het beheer is afhankelijk van de gestelde doelen. Voor veel soorten van dit habitatsubtype is jaarlijks maaien te vaak om duurzame instandhouding te waarborgen. Dit geldt voor de flora, maar ook de fauna heeft sterk te lijden onder te intensief beheer.

In veel gevallen is eens in de twee of drie jaar maaien voldoende. Met name bij zomen die rijk aan fauna zijn is gefaseerd maaien aan te bevelen boven begrazing (Huiskes et al., 2012).

Begrazing

Voor al waar droge bosranden onderdeel uitmaken van een grotere beheereenheid met meerdere begroeiingstypen, zoals grasland, struweel en bos, wordt vaak begrazing met runderen en/of schapen toegepast om de vegetatie in stand te houden. Begrazing zorgt voor mozaïeken van open grasland, ruige zomen en struwelen. Ten behoeve van de droge bosranden dient het zeer extensief toegepast te worden. Wanneer de begrazingsintensiteit vooraf goed wordt ingeschat en de effecten van de begrazing gevolgd worden vormt begrazing een goede beheermaatregel om droge bosranden langjarig in stand te houden. Om een verouderde zoom of mantel weer terug te zetten in de successie kan lokaal begrazing met hoge intensiteit worden ingezet. Door de mest van de dieren af te voeren, kunnen bovendien extra nutriënten worden afgevoerd (Huiskes et al. 2012).

Overige maatregelen

Vermesting van de droge bosranden kan, behalve door atmosferische stikstofdepositie, ook optreden door directe bemesting, zoals het storten van tuinafval, randeffecten van agrarische bemesting, hondenuitwerpsel en latrines van paarden. Het effect hiervan is hetzelfde - het leidt met name tot versnelde successie richting bos - en dient dan ook vermeden te worden. Het instellen van een bufferzone kan hierbij effectief zijn (Huiskes et al. 2012).

Zoals reeds aangegeven kan een bosrand door verstoorde luchtstroming 0,5 tot bijna 4 keer meer stikstofdepositie invangen dan het achterliggende bos. Een geleidelijk opgaande bosrandbegroeiing via een mantel- en zoomvegetatie reduceert echter de depositietoename aan de rand en/of de indringingsdiepte (Wuyts et al. 2008b en 2009, beide geciteerd in De Schrijver et al. 2010). Het omvormen van abrupte overgangen in de bosrand naar gradiëntrijke overgangen vermindert daarom de effecten van atmosferische stikstofdepositie op de vegetatie.

Knelpunten

De omvang van deze habitat zal op z'n minst sterk zijn afgenomen in De Kavelen, maar nog waarschijnlijker is dat deze is verdwenen. Het gebied heeft te kampen met verdroging, waardoor waarschijnlijk interne eutrofiering is opgetreden, hetgeen zich uit in grootschalige aanwezigheid van brandnetel en braam. Daarnaast zal het gebied vanwege de ligging in agrarisch gebied te maken hebben met inwaai van ammoniakdepositie. Het is niet bekend of sprake is van gericht beheer om deze habitat te behouden, maar het is zeer goed mogelijk dat dit niet het geval is.

Mogelijkheden voor behoud/uitbreiding

Om directe bemesting van de vegetatie vanuit omringend agrarisch gebied te voorkomen zouden bufferzones kunnen worden ingesteld rond het gebied. Gezien de beperkte oppervlakte van het natuurmonument wordt dit echter in het geval van De Kavelen niet haalbaar geacht. Het effect van depositie op droge bosranden kan worden verminderd door de bosranden met abrupte overgangen meer geleidelijk op te laten lopen (Huiskes et al. 2012).

Als de habitat inmiddels is verdwenen, kan het mogelijk worden ontwikkeld door een afwisseling van het terugzetten van de ruigte en het struweel door kappen, maaien of begrazing, gevolgd door een periode van niets doen (Huiskes et al, 2012). Het vegetatietype kan worden uitgebreid door kleinschalige kap van bomen en struiken in de bosrand (Huiskes et al. 2012).

Effectbeoordeling

De achtergronddepositie van stikstof bedraagt 1.833 mol N/ha/j. Dit betekent dat de KDW van droge bosranden (1.857 mol N/ha/j) niet wordt overschreden, ook niet met inachtneming van de voorgenomen activiteit die tot een depositietoename van 0,5 mol N/ha/j (0,03% van de huidige ADW) leidt. Een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit kan daarom worden uitgesloten.

3.2.2 Eiken-Haagbeukenbossen (hogere zandgronden)

Beschrijving

Eiken-Haagbeukenbossen vormen een loofbosgemeenschap met een gevarieerde vegetatiestructuur met een (tot 30 m) hoge en een lage boomlaag, een goed ontwikkelde struiklaag en een weelderige, soortenrijke kruidlaag met typische soorten (Ministerie van LNV, 2008).

De kruidlaag bezit doorgaans een mozaïekachtig karakter, doordat zowel ruimtelijk als in de tijd het lichtaanbod op de bodem sterk wisselt. Veel soorten, waaronder diverse voorjaarsbloeiërs, kunnen zich door middel van wortelstokken of bovengrondse uitlopers vegetatief sterk uitbreiden, waardoor ze in staat zijn grote en dikwijls aaneengesloten groepen te vormen. Een opvallende altijdgroene component in deze bossen is de Klimop. Vaak groeit enige Klimop op de bodem, maar in deze rijke bossen dringt ze ook als liaan tot in het kronendak door. De gevarieerde structuur van deze Eiken-Haagbeukenbossen hangt samen met een eeuwenlange menselijke exploitatie, waarvan het middenbosbeheer het belangrijkste aspect vormt (Ministerie van LNV, 2008; zie kader 'Hakhout- en middenbosbeheer' verderop in deze paragraaf).

Eiken-Haagbeukenbossen van de hogere zandgronden

De Eiken-Haagbeukenbossen van keileembodems in beekdalen (subtype A) zijn beperkt tot de Noordduitse laagvlakte, zodat ons land een belangrijke positie inneemt in de verspreiding van dit subtype. De oppervlakte van dit type is echter in ons land gering, vergeleken met de situatie in bijvoorbeeld Duitsland (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het habitatype komt voor op kleiige of lemige mineraalrijke bodems. Oppervlakkig kan de bodem zuur zijn, maar de ondergrond is op zijn hoogst matig zuur ($\text{pH} > 4,5$). Buffering vindt plaats door vrije kalk in de ondergrond, door vertering van mineralen in klei of leem of door kationuitwisseling in de bodem. Ook capillaire opstijging van basenrijk grondwater kan bijdragen aan de instandhouding van gebufferde omstandigheden. Het bostype komt daarom relatief vaak voor aan de randen van kwelgebieden of in gebieden die hydrologisch neutraal zijn (kwel en wegzijging houden elkaar in evenwicht) (Ministerie van LNV, 2008).

Het type komt niet of slechts marginaal voor op langdurig natte standplaatsen, de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden liggen minimaal enkele decimeters onder maaiveld. Wel kan de bodem periodiek en met name 's winters, zeer vochtig zijn doordat regenwater maar langzaam wegzakt ten gevolge van vaak slecht doorlatende leem- of kleilagen in de ondergrond (schijngrondwaterspiegels). Dergelijke bosbodems kunnen dan in de zomer vaak vrij abrupt sterk uitdrogen, hetgeen bijvoorbeeld door Beuk slecht verdragen wordt, maar waar met name Haagbeuk uitstekend tegen opgewassen is (Ministerie van LNV, 2008).

Het habitatype is gevoelig voor stikstofdepositie en heeft een kritische depositiewaarde van 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Eiken-Haagbeukenbossen die niet door middel van middenbosbeheer open worden gehouden, zijn veelal donkere bossen met schaduwtolerante ondergroei (Ministerie van LNV, 2008; Den Ouden et al., 2010).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is zeer ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Kavelen

Het betreft waarschijnlijk een bos op een voormalig vloeiveld (Broekmeijer et al., 2011). In de jaren vijftig van de vorige eeuw betrof het een soortenrijk bos, met bijzondere plantensoorten. Het is niet bekend of deze ten tijde van de aanwijzing nog aanwezig waren. Inmiddels zijn de zeldzame plantensoorten verdwenen en is de kwaliteit matig tot slecht. Op sommige plekken ontbreekt de ondergroei en is strooiselophoping opgetreden, op andere is sprake van verzuivering met brandnetel en braam. Er lijkt sprake te zijn van verdroging, hetgeen waarschijnlijk heeft geleid tot verzuring en interne eutrofiëring. Herstel van het oorspronkelijke hydrologische systeem (gebruik als vloeiveld dan wel verhoging van de grondwaterstanden) lijkt moeilijk gezien de geïsoleerde ligging van het

gebied. Het vormt een snipper in een verder agrarisch landschap en ligt buiten de EHS. Wel zou de detailontwatering (rabatten) kunnen worden aangepast, maar gezien de ligging buiten de EHS en de geringe omvang is het niet waarschijnlijk dat Staatsbosbeheer dergelijke maatregelen op korte termijn gaat uitvoeren. Waarschijnlijk zal het bos overgaan in een droger type. Het is niet bekend of er beheer wordt gepleegd in dit gebied. Gezien de geringe omvang, de afwezigheid van paden en de ligging buiten de EHS is het aannemelijk dat het beheer zeer extensief is of geheel ontbreekt.

Rol van stikstofdepositie

In bossen kan verhoogde stikstofdepositie leiden tot verslechtering van de bodemkwaliteit door afname van de buffercapaciteit, daling van de pH, uitspoeling van voedingsstoffen en het vrijkomen van zware metalen en aluminium.

Verzuring

Bij verlaging van de pH van de bodem kunnen aluminium en zware metalen vrijkomen, hetgeen uiteindelijk leidt tot ongunstige omstandigheden voor plantensoorten uit de kruidlaag. De natuurlijke buffercapaciteit in dit habitatype is echter vrij groot vanwege de invloed van grondwater en het voorkomen op leemrijke standplaatsen. Er kan wel sprake zijn van oppervlakkige verzuring, maar de ondergrond is hooguit matig zuur. De oppervlakkige verzuring kan worden versneld door een verhoogde stikstofdepositie. Een oppervlakkig verzuurde bodemlaag komt in Nederland veel voor en is niet optimaal voor een rijk ontwikkelde kruidlaag (Runhaar et al., 2009; geciteerd in Hommel et al., 2012). Oppervlakkige verzuring van de bodem kan worden voorkomen door een actief bodemleven. Indien ook de diepere bodemlagen verzuren, kan het bos overgaan in een zuurder bostype (Winter-eiken-Beukenbos) (Van der Werf, 1991, geciteerd in Hommel et al., 2012).

Vermesting

Stikstofdepositie kan leiden tot veranderingen in de verhouding van elementen (Ca, Mg, K, Na, Mn en Fe) in de bodem. Door veranderingen in het chemisch evenwicht kunnen verschillende stoffen uitspoelen (Hommel et al., 2012). Indien van bepaalde stoffen tekorten ontstaan, kan dit de plantengroei belemmeren of leiden tot verminderde vitaliteit. In de herstelstrategie voor dit habitatype worden verder geen effecten van vermisting op de vegetatiesamenstelling of soortenrijkdom genoemd, zoals vergrassing of afname van mossen.

Verdroging

Het habitatype is zeer gevoelig voor verdroging. Verdroging kan leiden tot een afname van de buffercapaciteit, waardoor uiteindelijk verzuring optreedt. Verdroging leidt tevens tot verarming en degeneratie van het bos. Uiteindelijk zal het bos overgaan in een droger type.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

In de meeste Eiken-Haagbeukenbossen bestaat het beheer uit nietsdoen. Dit kan leiden tot vernatting, waardoor een verschuiving optreedt in de richting van broekbos. Door het uitblijven van beheer treedt ophoping van strooisel op, hetgeen zal leiden tot verarming van de ondergroei (Hommel et al., 2012). Om dit te voorkomen is het gewenst om het oorspronkelijke beheer, dat bestond uit hakhout- of middenbosbeheer, weer te introduceren. Hiermee kan een aanzienlijk hoeveelheid stikstof uit het systeem afgevoerd worden (zie onderstaand kader 'Hakhout- en middenbosbeheer').

Een andere mogelijkheid is omvorming van het bos, waarbij moet worden gedacht aan het vergroten van het aandeel soorten in de boom- en struiklaag met goed verterend strooisel en het vergroten van de horizontale en verticale heterogeniteit in het bos (Hommel et al., 2012). Oftewel: inzetten op de ontwikkeling van een meer gevarieerde bosstructuur met daarin verschillende soorten bomen van verschillende leeftijden, open plekken, dood hout, mantel-zoomvegetaties en een goed ontwikkelde struik- en kruidlaag.

Bossen op keileemgronden worden vaak gevoed door lokale, in principe min of meer geïsoleerde hydrologische systemen. Deze kunnen verstoord zijn door begreppeling (rabatten⁴) of door verbinding met beeklopen, waarin doorgaans sprake is van vervuild oppervlaktewater, waardoor vermesing kan optreden. Herstel van het hydrologisch systeem door het dichten van greppels en hydrologische isolatie is belangrijk en vaak goed mogelijk. Het dichten van greppels dient geleidelijk te gebeuren, zodat soorten de mogelijkheid krijgen zich te verplaatsen langs de veranderende vochtgradiënt (Hommel et al., 2012).

Hakhout- en middenbosbeheer

Bij hakhoutbeheer blijft na de eerste kap een stobbe over, waaraan nieuwe telgen of stoofloten groeien die na enige tijd weer gekapt kunnen worden. Vanaf de middeleeuwen tot aan het begin van de 20e eeuw was hakhoutbeheer de dominante beheervorm in de Noordwest-Europese bossen omdat de houtoogst meer gelijkmatig in de tijd gespreid is, het geproduceerde hakhout gemakkelijk met de hand te verwerken is en het bos zichzelf verjongt. Aan het begin van de 21e eeuw is deze beheervorm weer volop in belangstelling gekomen als cultuurhistorisch interessante beheervorm en vanwege het voorkomen van diverse flora en fauna dankzij dit beheer. Met name het naast elkaar voorkomen van zowel bossoorten als soorten die kenmerkend zijn voor mantel- en zoomvegetaties zorgt voor hogere biodiversiteit bij hakhoutbeheer (www.natuurkennis.nl, geraadpleegd 2013; Den Ouden et al. 2010).

Middenbosbeheer is hakhoutbeheer dat gecombineerd wordt met opgaande bomen: overstaanders (doorgegroeide hakhouttelgen) of bovenstaanders (aanplant). Deze vormen een ijle boomlaag boven het hakhout en dienden van oudsher voor levering van bijvoorbeeld constructiehout. In grote delen van Midden-Europa is en was deze beheervorm algemeen, maar in Nederland is het de laatste eeuwen grotendeels beperkt gebleven tot de leemgronden, en dan vooral de Zuid-Limburgse hellingbossen (www.natuurkennis.nl, geraadpleegd 2013).

De omloop (periode tussen twee oogsten) van hakhout varieert van circa 5 tot 20 jaar en is afhankelijk van de soort, de afmetingen van het te oogsten product en de groeiplateiseigenschappen. Hoe beter de bodem en hoe gunstiger het klimaat, hoe korter de omloop; hoe zwaarder het gewenste hout, hoe langer de omloop (Den Ouden et al. 2010).

Oogst	Grove den	Corsicaanse den	Douglas-spar	Fijnspar	Zomereik	Beuk	Gemiddeld
Stamhout	4,9	3,3	4,7	4,4	9,5	7,8	5,8
Takhout	2,3	3,7	1,4	3,7	4,8	5,4	3,6
Blad/naald	3,1	2,6	10,2	7,3	2,6	2,7	4,8
Totaal	10,4	9,6	16,3	15,4	16,9	15,9	14,1

In de bovenstaande tabel is de afvoer van stikstof (in kg/ha/j) weergegeven bij oogst (eindvelingen en dunningen) van de totale bijgroei (gemiddeld 8 m³/ha/j) over een periode van 75 jaar voor zes verschillende boomsoorten. Hieruit blijkt dat de afvoer van stikstof via houtoogst ongeveer 6-14 kg N/ha/j (429-1.000 mol N/ha/j) bedraagt, afhankelijk van of alleen stamhout wordt afgevoerd (waarbij takhout en bladeren/naalden in het bos worden achtergelaten) of dat de totale bovengrondse biomassa van stamhout, takhout en bladeren of naalden wordt afgevoerd. Er zijn grote verschillen aanwezig tussen verschillende boom- en bodemsoorten. De getallen zijn daarom indicatief (De Jong, 2011).

⁴ Rabatten zijn langwerpige ophogingen die aangelegd zijn om de voorheen nattere standplaats van bos te kunnen ontwateren voor de teelt van hakhout met overstaanders.

Effectbeoordeling

De achtergronddepositie van stikstof bedraagt 1.833 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW, die 1.429 mol N/ha/j bedraagt, van 404 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,03% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Het type is gevoelig voor verzuring indien er sprake is van verdroging. Dat is ook het geval in De Kavelen. Herstel van de oorspronkelijke hydrologische situatie lijkt echter niet haalbaar. Op detailniveau zijn er misschien wel mogelijkheden om de hydrologische situatie te verbeteren, maar gezien de ligging van het gebied buiten de EHS en de geringe omvang hebben dergelijke maatregelen waarschijnlijk geen prioriteit bij de terreinbeherende organisatie. Op termijn zal het van oorsprong vochtige bostype daarom overgaan in een droger type. De bijdrage van de voorgenomen activiteit is gering en zal niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de samenstelling van het bos of de kwaliteit. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele herstelmaatregelen die nodig zouden zijn om de milieumomstandigheden dermate te verbeteren dat wordt voldaan aan de randvoorwaarden van het oorspronkelijke soortenrijke vochtige bos in het natuurmonument.

Vermesting

Vermesting leidt tot verarming van de soortenrijkdom van de habitat en tot verruiging of het geheel verdwijnen van de ondergroei. Deze problemen spelen in De Kavelen en zijn waarschijnlijk het gevolg van de opgetreden verdroging en de daarbij vrijkomende nutriënten uit de bodem. Daarnaast kan ook de inwaai van nutriënten uit de directe omgeving een rol hebben gespeeld, evenals de atmosferische depositie. De kwaliteit van de habitat is matig tot slecht. Herstel van de kwaliteit wordt niet haalbaar geacht vanwege een aantal belemmerende factoren. De belangrijkste is dat de oorspronkelijke hydrologische situatie niet meer zal kunnen worden hersteld. Waarschijnlijk zal het type overgaan in een droger bostype.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is gering en zal niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de samenstelling van het bos of de kwaliteit. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele herstelmaatregelen die nodig zouden zijn om de milieumomstandigheden dermate te verbeteren dat wordt voldaan aan de randvoorwaarden van het oorspronkelijke soortenrijke vochtige bos in het natuurmonument.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van het Eiken-Haagbeukenbos niet in gevaar brengt. Ook de functie die het bos heeft voor broedende zangvogels zal niet worden aangetast door de bijdrage van de voorgenomen activiteit.

3.3 BN Hildsvén

Beschrijving

Het Hildsvén betreft een betrekkelijk voedselrijk ven, dat aan de randen geleidelijk overgaat in hoger gelegen, deels voedselarme zandgronden. Het beschermd natuurmonument omvat dit ondiepe ven, oeverstroken, broekbossen, voedselarme hooggelegen bossen en grasland. Het bezit een relatief hoge dichtheid aan broedvogels, waaronder minder algemene en zeldzame moeras- en watervogelsoorten. Bovendien dient het als pleisterplaats en foerageergebied voor vele soorten trekvogels. In het ven komen in hydrobiologisch opzicht waardevolle organismen voor (Ministerie van CRM, 1977).

Beschermde waarden

De aanwezige vegetatie in het gebied valt volgens Broekmeyer et al. (2011) in ieder geval deels onder de habitattypen meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150) en blauwgraslanden (H6410). De aanwezigheid van blauwgraslanden wordt bevestigd door een opname van Staatsbos-

beheer van 1992 in de Landelijke Vegetatie Databank (LVD) (<http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/googlemapslvd.aspx>, geraadpleegd december 2013).

De beheertypekaart van SNL en de kaart van het Natuurbeheerplan 2012-2013 van de Provincie Noord-Brabant geven weer dat de vegetatie in Hildsven tot de beheertypen zwakgebufferd ven (N06.05), rivier- en beekbegeleidend bos (H14.01) en dennen-, eiken- en beukenbos (N15.02) behoort (<http://bron.portaalnatuurenlandschap.nl/NatuurBeheerPlan> en <http://www.brabant.nl/subsites/kaarten/thematisch/natuur-en-landschap-kaarten/natuurbeheerplan-2012-2013.aspx>, beide geraadpleegd december 2013).

De aanwezigheid van een zwakgebufferd ven wordt echter niet waarschijnlijk geacht, aangezien dat ventype hooguit matig voedselrijk is en in dit gebied sprake is van een betrekkelijk voedselrijk ven. De andere twee beheertypen kunnen vertaald worden naar het habitattype vochtige alluviale bossen, beekbegeleidende bossen (H91E0C) en het natuurdoeltype bos van arme zandgronden (ndt 3.64).

Van de volgende habitattypen en natuurdoeltypen wordt een beoordeling van de mogelijke effecten van stikstofdepositie uitgevoerd:

- H3150 Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden
- H6410 Blauwgraslanden
- H91E0C Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)
- Ndt 3.64 Bos van arme zandgronden

Naast het belang voor vegetatietypen is het gebied ook van belang als broedplaats van minder algemene en zeldzame moeras- en watervogels en als pleister- en foerageergebied van vele soorten trekvogels. Ook hiervoor wordt een beoordeling van mogelijke effecten van stikstofdepositie uitgevoerd.



Figuur 9 Beschermd natuurmonument Hildsven. Bron: Google earth pro.

Tabel 6 Achtergronddepositie in de relevante kilometerhokken van Hildsven (RIVM, 2015) en bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA).

Km-hok	Totaal stikstof (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)
142 - 394	1.861	0,1
141 - 394 (uiterst zuidwestelijke punt)	1.986	

3.3.1 Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden

Voor beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie geïsoleerde meander en petgat in §3.1.1.

Voorkomen en kwaliteit in Hildsven

Het Hildsven was ten tijde van de aanwijzing van het gebied als beschermd natuurmonument een betrekkelijk voedselrijk ven. Het is niet bekend wat de huidige kwaliteit van het ven is.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden is 2.143 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). In Hildsven is de achtergronddepositie lager, 1.861 - 1.986 mol N/ha/j, en wordt de KDW dus niet overschreden, ook niet met inachtneming van de voorgenomen activiteit die tot een depositietoename van 0,1 mol N/ha/j (0,005% van de huidige ADW) leidt. Hierdoor kan een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit worden uitgesloten. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft voor de daarin aanwezige waterorganismen, broedvogels en trekvogels.

3.3.2 Blauwgraslanden

Voor beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie blauwgraslanden in §3.1.2.

Voorkomen en kwaliteit in Hildsven

Bij een vegetatieopname in 1992 in het Hildsven is de aanwezigheid van de Veldrusassociatie vastgesteld. Deze plantengemeenschap vertegenwoordigt het habitatype blauwgraslanden in goede kwaliteit mits minstens drie van de volgende plantensoorten aanwezig zijn: Blauwe knoop, Blauwe zegge, Gevlekte orchis, Ruw walstro, Tormetil en Veelbloemige veldbies (Ministerie van LNV, 2008). Of deze soorten aanwezig zijn is niet bekend. Wel is in 2011 nog de voor blauwgrasland typische soort Spaanse ruiter bloeiend waargenomen (www.waarneming.nl, geraadpleegd december 2013). Op de luchtfoto van het gebied is weinig natuurlijk grasland te zien, waardoor aangenomen wordt dat zowel de oppervlakte als kwaliteit van het blauwgrasland beperkt is.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met 790 - 915 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,005% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Bij overschrijding van de kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is dit habitatype gevoelig voor verzuring, met name wanneer tegelijkertijd sprake is van verdroging, waardoor de buffercapaciteit is aangetast. Bij verzuring treedt successie naar heischraal grasland op en verdwijnt het habitatype uiteindelijk. Bij lichte verzuring zal met name sprake zijn van afname van de soortenrijkdom. Over de kwaliteit van het habitatype is te weinig bekend om vast te stellen of sprake is van verzuring. Gezien de ligging te midden van agrarisch gebied zal naar verwachting sprake zijn van verdroging. Herstel van de hydrologische omstandigheden houdt de buffercapaciteit van het habitatype op peil. Het is niet bekend of daar in dit gebied op ingezet zal worden en of daar überhaupt mogelijkheden voor zijn.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze niet zal leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van het habitatype. Deze heeft ook geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het habitatype te behouden of te herstellen.

Vermesting

Blauwgraslanden zijn gevoelig voor vermisting, wat leidt tot vergrassing van het habitatype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Het habitatype kan echter gedurende lange tijd in stand worden gehouden onder invloed van beheer. Jaarlijks maaibeheer zorgt voor vergelijkbare of grotere afvoer van stikstof dan via atmosferische depositie wordt aangevoerd (Kemmers et al., 2010). De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig zijn om de blauwgraslanden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van blauwgraslanden niet in gevaar brengt.

3.3.3 Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

Voor beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen) in §3.1.6.

Voorkomen en kwaliteit in Hildsven

In Hildsven staan broekbossen rond het ven, die tot het subtype beekbegeleidende bossen van het habitatype vochtige alluviale bossen gerekend kunnen worden. Ze staan hier onder invloed van het venwater of van kwelwater vanuit het ven. Aangezien het ven betrekkelijk voedselrijk is, zal de standplaats van de broekbossen dat ook zijn. Dit vormt voor de broekbossen, die gewoonlijk voorkomen op licht tot zeer voedselrijke standplaatsen, geen knelpunt. De kwaliteit van de habitat is niet bekend.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen is 1.875 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met maximaal 111 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,005% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Door de invloed van grond- of oppervlaktewater vindt buffering tegen verzuring plaats. Aangezien de broekbossen in Hildsven direct naast het ven staan, wordt verwacht dat verdroging hier geen (grote) rol speelt en de buffercapaciteit derhalve voldoende op peil wordt gehouden om verzuring tegen te gaan. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit zal niet leiden tot een merkbaar of meetbaar effect op de kwaliteit of omvang van de habitat.

Vermesting

Beekbegeleidende bossen zijn alleen gevoelig voor vermisting door overmatige stikstofdepositie indien tegelijkertijd sprake is van verdroging en een hoge fosfaatbeschikbaarheid. De verdroging leidt dan tot interne eutrofiëring. Stikstofdepositie speelt hierin een ondergeschikte rol. Verwacht wordt dat verdroging in dit gebied geen (grote) rol speelt. De bijdrage van de voorgenomen activiteit is bovendien dermate gering dat deze niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit en oppervlakte van de habitat leidt. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zouden zijn om het bostype in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van de vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen niet in gevaar brengt.

3.3.4 Bos van arme zandgronden

Voor beschrijving en systeemfactoren, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie bos van arme zandgronden in §3.1.5.

Voorkomen en kwaliteit in Hildsven

De bossen die tot het natuurdoeltypen bos van arme zandgronden behoren, zijn gelegen aan de oostzijde van het gebied Hildsven. De kwaliteit van het natuurdoeltype is niet bekend.

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van bos van arme zandgronden bedraagt 1.300 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met 561 - 686 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,005% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Ook bij verhoogde stikstofdepositie kan het natuurdoeltype zich lang handhaven met regulier beheer. Door de zure standplaats zijn bossen van arme zandgronden niet zo gevoelig voor de verzurende effecten van stikstofdepositie. Hakhoutbeheer of bosbegrazing kan toegepast worden om nutriënten af te voeren wanneer vermessing plaats vindt, en voor bodemberoering om nieuwe soorten een kans te geven. Het effect van depositie op met name de randen van het bos kan verminderd worden door de bosranden met abrupte overgangen meer geleidelijk op te laten lopen. Hiermee wordt tevens eventuele inwaai van ammoniak vanuit de omliggende agrarische percelen beperkt.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is dermate gering dat deze niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van dit natuurdoeltype leidt. Daarnaast heeft de stikstofdepositie geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zijn om de bossen van arme zandgronden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

3.4 BN Zwartven

Beschrijving gebied

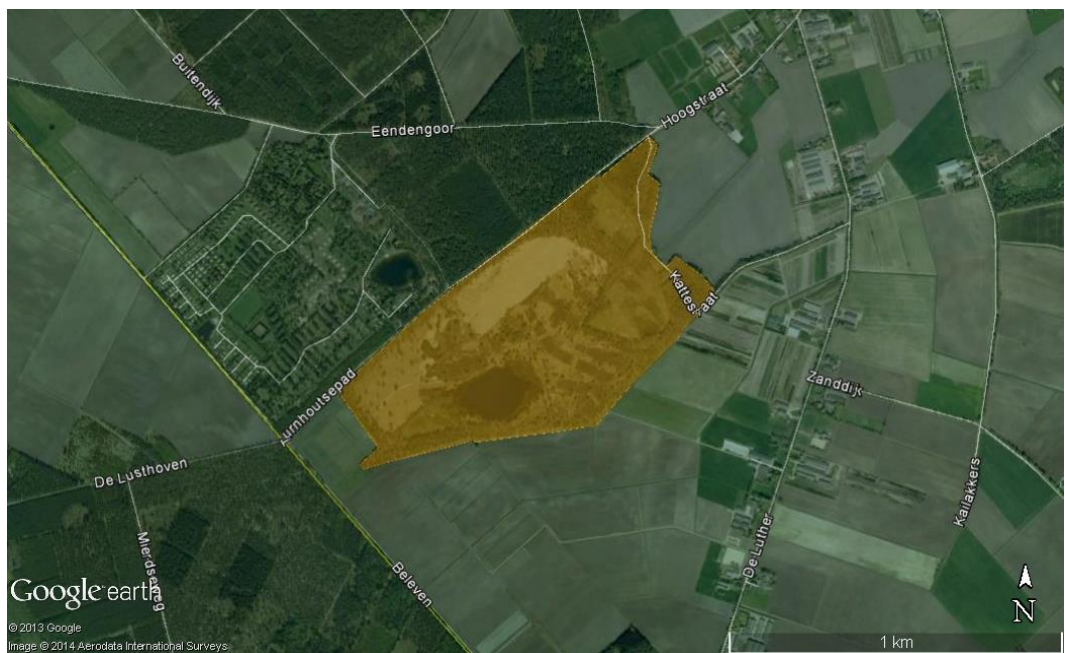
Het Zwartven is 56 ha groot en bestaat uit aangeplant bos, stuifzand, heide en een ven (Ministerie van LNV, 1992; ⁵; ⁶). Het was oorspronkelijk eigendom van gemeente Reusel-De Mierde, maar is in 2002 overgenomen door het Brabants Landschap⁷.

Omstreeks 1980 bestond het gebied uit droge en vochtige heide met zeldzame plantensoorten, opgaand bos (19 ha, vnl. aangeplant naaldbos, daarnaast loofbos met eik) en een ven. Ten tijde van de aanwijzing als beschermd natuurmonument waren de meeste zeldzame soorten uit de heide verdwenen en was de heide grotendeels vergrast. In de natte uitgestoven laagten kwamen soorten voor als Pitrus, Waternavel, Knolrus, Gewone waterbies en Moerasstruisgras, die voedselrijkere omstandigheden indiceren. Het ven was verzuurd (Ministerie van LNV, 1992).

⁵ <http://www.brabantslandschap.nl/ontdek-de-natuur/natuurgebieden/de-kempen/zwartven/>, geraadpleegd december 2013

⁶ http://nl.wikipedia.org/wiki/Turnhoutse_Heide, geraadpleegd december 2013

⁷ http://nl.wikipedia.org/wiki/Turnhoutse_Heide, geraadpleegd december 2013



Figuur 10 Beschermd natuurmonument Zwartven. Bron: Google earth pro.



Figuur 11 Luchtfoto Zwartven. Bing maps, geraadpleegd december 2013.

Tabel 7 Achtergronddepositie in de relevante kilometerhokken van Zwartven (RIVM, 2015) en bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA).

Km-hok	Totaal stikstof (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)
135 - 376	2.098	0,1
135 - 375	1.898	
136 - 376	1.673	



Figuur 12 Luchtfoto Zwartven. Google earth Pro, datum beeldmateriaal 1-1-2005.

Beschermde waarden

Op basis van de informatie in het aanwijzingsbesluit, Broekmeyer et al (2011), de beheertypenkaart⁸, de Landelijke Vegetatie Databank en de website van het Brabants Landschap wordt ingeschat dat in het gebied de volgende vegetatietypen voorkomen:

- H2310 Stuifzandheiden met Struikhei
- H2330 Zandverstuivingen
- H3160 Zure vennen
- H4010A Vochtige heiden (hogere zandgronden)
- H4030 Droge heiden
- H6230 Heischraal grasland
- Ndt 3.38 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
- Ndt 3.64 Bos van arme zandgronden

Voor deze habitats wordt een beoordeling uitgevoerd van mogelijke effecten.

⁸ <http://bron.portaalnatuurenlandschap.nl/NatuurBeheerPlan>

3.4.1 Stuifzandheiden met Struikhei

Beschrijving

Het habitatype stuifzandheiden met Struikhei omvat begroeiingen met dwergstruiken op droge zandgrond in binnenlandse stuifzandgebieden. Deze stuifzanden zijn gevormd door herverstuiving van dekzanden, met name na de late Middeleeuwen (Ministerie van LNV, 2008).

Meestal is Struikhei overheersend in stuifzandheiden. Andere dwergstruiken kunnen echter ook een belangrijke rol spelen, bijvoorbeeld Blauwe of Rode bosbes. Zelfs plekken waar Gewone dophei domineert kunnen onder dit habitatype vallen (Ministerie van LNV, 2008). Het habitatype kent meestal een afwisseling van open vegetaties met grassen en korstmossen (open fase) en gesloten, door dwergstruiken gedomineerde, vegetaties (heidefase). Deze fases vormen kleinschalige mozaïeken (Nijssen et al., 2011). Op steile noordhellingen met een vochtiger microklimaat kan een mosrijke heidevorm voorkomen, terwijl op geëxponeerde hellingen juist een korstmosrijke variant kan voorkomen (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het habitatype komt voor op droge, matig zure tot zure en zeer voedsel- en kalkarme bodems. Deze bodems behoren tot de zogenoemde duinvaaggronden en vlakvaaggronden. Er hebben zich nog nauwelijks of geen podzolprofielen ontwikkeld en de bodem is nog niet of slechts oppervlakkig ontijzerd (Ministerie van LNV, 2008; Beije et al., 2012). Het habitatype is zeer gevoelig voor stikstofdepositie en heeft een kritische depositiewaarde van 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Een afwisselende vegetatiestructuur zorgt samen met aanwezigheid van reliëf en kleine verschillen in de bodem tot condities die vooral gunstig kunnen zijn voor een groot aantal typische diersoorten en (korst)mossen. Daarnaast is het belangrijk dat stuifzandheiden geleidelijke overgangen hebben naar andere vegetatietypen die een rol spelen in het aanbod van micronutriënten, zoals kapvlaktes, stuifzanden en extensieve akkertjes. Ook overgangen naar bos of lokale aanwezigheid van bosopslag is belangrijk voor typische soorten als Boomleeuwerik, Klapexster en Tapuit (Beije et al., 2012).

Stuifzandheiden hebben slechts zeer extensief beheer nodig, waarbij af en toe vooral bosopslag wordt verwijderd, eventueel aangevuld met zeer extensieve of kleinschalige vormen van begrazing, plaggen en maaien op het moment dat gesloten vegetatiestructuren dreigen te ontstaan. Deze maatregelen hebben ten doel om de bovengrondse successie tegen te houden (behoud van lage, open vegetaties), maar daarnaast ook om de ondergrondse successie (humusopbouw) te vertragen (Beije et al., 2012).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is zeer ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

Over het voorkomen en de actuele kwaliteit van deze habitat is geen nadere informatie gevonden. Uit luchtfoto's van het gebied blijkt dat de oppervlakte zandverstuiving en open zand is toegenomen als gevolg van het verwijderen van bos door het Brabants Landschap. Dit is gunstig voor de kwaliteit van stuifzandheide met Struikhei, omdat hierdoor inwaai van vers zand kan plaatsvinden, waardoor sprake kan zijn van aanrijking met mineralen. Naar verwachting is ook het areaal van deze habitat toegenomen. In het verleden bestond het beheer van de gemeente uit het periodiek verwijderen van opslag. Dit beheer zal naar verwachting ook door het Brabants Landschap worden uitgevoerd, eventueel in combinatie met kleinschalig plaggen bij opgetreden vergrassing. Onder uitvoering van dit beheer is het mogelijk het areaal en de kwaliteit van deze habitat te behouden en indien nodig te verbeteren.

Rol van stikstofdepositie

Verzuring

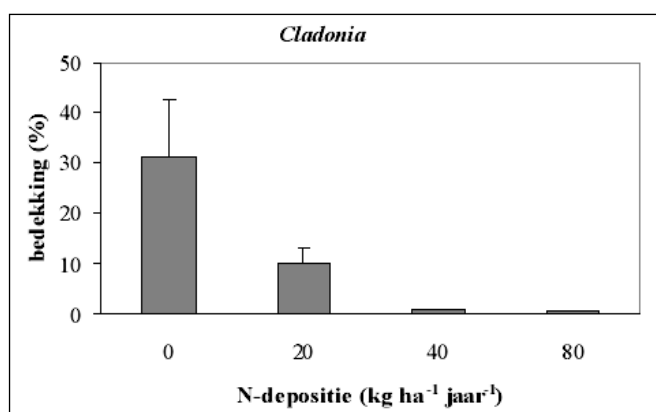
De bodems van stuifzandheiden zijn van nature zuur van karakter. Het habitatype zal door verzuring niet verdwijnen, want de gewenste zuurgraad voor de kenmerken vegetaties omvat alle pH-waarden beneden 5,0. Wel kan op het vlak van habitatkwaliteit sprake zijn van achteruitgang als gevolg van de verzurende invloed van stikstofdepositie. Kenmerkende soorten die op de iets gebufferde plekken in stuifzandheiden voorkomen zijn gevoelig voor verzuring en/of voor het hoge gehalte van ammonium en/of aluminium als gevolg van depositie (De Graaf et al., 2004). Een algemene soort als Struikheide is niet gevoelig voor ammonium en aluminium en kan onder de meest zure omstandigheden voorkomen. Ook algemene, snelgroeiende grassen zoals Bochtige smeie, Pijpenstrootje en Borstelgras kunnen onder verzuurde omstandigheden goed groeien (Van den Berg & Roelofs, 2005 en verwijzingen hierin). Verzuring kan er daarom voor zorgen dat meer algemene soorten gaan domineren en meer verzuringgevoelige soorten verdwijnen. Door verzuring en uitspoeling kunnen daarnaast tekorten ontstaan in micronutriënten, hetgeen mogelijk nadelig is voor groei van planten en voor fauna (Beije et al., 2012).

Vermesting

Stuifzandheiden met Struikheide zijn door hun voorkomen onder zeer voedselarme omstandigheden gevoelig voor vermisting. Verhoogde stikstofdepositie zorgt voor een versnelde successie door groei van Struikheide en voor vergrassing van het habitatype. Daardoor neemt de schaduwwerking toe, wat nadelige effecten kan hebben op de bedekking van andere vaatplanten, mossen (met name levermossen) en korstmossen.

Korstmossen zijn zeer gevoelig voor een verhoogde aanvoer van stikstof via depositie, met name in de vorm van ammoniak. Dit is onder andere aangetoond in korstmosrijke duingraslanden (Remke, 2009). Ook in droge heide is dit aangetoond. In een experiment in een droge heide in Zuid-Engeland bleek na 7 jaar behandeling met 7,7 of 15,4 kg N/ha/j (550 of 1.100 mol N/ha/j; bij een achtergronddepositie van 714 mol N/ha/j) dat de bedekking van korstmossen en de korstmosdiversiteit significant was verminderd (afname van 15% en 30%; uitgangssituatie was een bedekking van 48%). Deze afname werd niet veroorzaakt door directe toxische effecten van de aangevoerde stikstof, maar eerder door de toegenomen overschaduwning door Struikheide. Mogelijk speelden ook lange termijn effecten van ammonium een rol in het functioneren van korstmossen (Barker, 2001; geciteerd in Kros et al., 2008).

Bij grotere stikstofgiften gedurende 3 jaar is in een Struikheidevegetatie in Ierland een sterke afname van de korstmosbedekking vastgesteld (Tomassen et al., 2003). In de onderstaande figuur is de relatie tussen de stikstofgift en de korstmosbedekking weergegeven.



Figuur 13 Bedekking van korstmos (*Cladonia*) bij verschillende stikstofdeposities (0, 20, 40, 80 kg N/ha/j, oftewel respectievelijk 0, 1.425, 2.855, 5.710 mol N/ha/j) in proefvlakken in een droge heide in Ierland gedurende drie jaar. Ontleend aan: Tomassen et al. (2003). 0= geen N-additie (alleen invloed achtergronddepositie: tussen 6 en 11 kg N/ha/j, oftewel tussen 430 en 785 mol N/ha/j).

Volgens Aptroot & Van Herk (2005) kan de afname van de soortenrijkdom van korstmossen niet alleen of altijd verklaard worden door verhoogde depositie van zwavel (in het verleden) of ammoniak. Voor sommige soorten, zoals IJslands mos, wordt de afname geweten aan de klimaatverandering: Nederland wordt steeds warmer en natter, en daarmee ongeschikter voor boreale soorten (Aptroot & Van Herk, 2005). Ook begrazing van natuurterreinen kan leiden tot een drastische afname van de soortenrijkdom en bedekking van korstmossen. In veel Nederlandse natuurgebieden worden tegenwoordig grote grazers ingezet voor het beheer; dit kan dus een bedreiging voor de korstmossen in heideterreinen vormen (Aptroot & Van Herk, 2005). Begrazing door grote grazers dient daarom met beleid te gebeuren.

Tot slot leidt stikstofdepositie in het habitatype stuifzandheiden met Struikhei tot versnelde vorming van opslag van bomen. Dit speelt vooral in gebieden waar Grove den aanwezig is en waar een grotere overleving van kiemplanten optreedt als gevolg van een verhoogd gehalte aan nutriënten en organische stof in de bodem (Beije et al., 2012).

Effectiviteit van beheer

Er zijn verschillende maatregelen beschikbaar voor behoud en herstel van het habitatype stuifzandheiden met Struikhei. Deze maatregelen zijn vaak het meest effectief wanneer ze in combinatie met elkaar worden uitgevoerd. Om de afwisseling in vegetatiestructuur met lokaal open zand en pioniervegetaties in stand te houden, heeft het de voorkeur om een natuurlijke vorm van dynamiek door wind of begrazing te realiseren. Wanneer dat niet mogelijk is, kunnen ook mechanische methoden worden ingezet (Beije et al., 2012).

Begrazing

Zeer extensieve begrazing met schapen behoort tot de reguliere beheermaatregelen waarmee successie wordt afgeremd. Het zorgt ervoor dat een deel van de primaire productie wordt weggevreten en dus niet meer bijdraagt aan humusontwikkeling en er wordt mee voorkomen dat de vegetatiestructuur te gesloten wordt. Iets intensievere begrazing zou ingezet kunnen worden als effectgerichte maatregel tegen versnelling van de successie en vergrassing als gevolg van verhoogde stikstofdepositie. Dit dient echter gefaseerd plaats te vinden door standbeweidings in kleine uitgerasterde delen of door een gescheperde kudde zodat de graasdruk gericht gestuurd wordt. Hierbij dienen kwetsbare delen van het gebied gespaard te worden en andere delen juist sterker begraasd te worden. Het is gewenst om de dieren elders te laten overnachten zodat slechts een deel van de mest weer in het gebied terecht komt. Per schaap kan op droge heiden per jaar enkele tientallen tot meer dan 100 mol N/ha worden afgevoerd (zie kader 'Afvoer van nutriënten door schapenbegrazing' op de volgende pagina).

Plaggen

Plaggen is een methode om opgehoopte voedingsstoffen te verwijderen uit droge heiden. Aangenomen wordt dat deze maatregel ook voor stuifzandheiden een geschikte methode kan zijn om effecten van stikstofdepositie te beperken (Beije et al., 2012). Door te plaggen wordt de humusontwikkeling in het bodemprofiel onderbroken en neemt de ruimtelijke structuurvariatie toe. Beije et al. (2012) verwacht echter wel dat deze maatregel in eerste instantie zal leiden tot de kenmerkende vegetatie van het habitatype zandverstuivingen (Buntgras en Ruig haarmos) en dat pas na enkele decennia zich weer heide zal vestigen. Zij adviseren daarom dat plaggen alleen kleinschalig en gefaseerd toegepast dient te worden. In onderzoek van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) door Nijssen et al. (2011) wordt daarentegen verwacht dat bij plaggen de open fase uit het mozaïek zal verdwijnen en alleen de heidefase zal regenereren. Zij raden daarom plaggen af in stuifzandheiden.

Maaien

Wanneer zeer kleinschalig toegepast (om homogene vlakken en scherpe grenzen te vermijden) kan maaien een maatregel zijn om de vorming van een dikke strooisellaag en profielontwikkeling van de

bodem te vertragen. Hierbij dient het maaisel afgevoegd te worden om het zeer voedselarme karakter van het habitatype in stand te houden. Struikheide die ouder is dan 10-15 jaar regenereert niet goed na maaien, maar dit hoeft geen bezwaar te zijn in stuifzandheiden als daarmee een gevarieerde vegetatiestructuur ontstaat (Beije et al., 2012).

Afvoer van nutriënten door schapenbegrazing

Standbeweiding

Bij standbeweiding zijn de schapen ingerasterd. Hierdoor bepalen de schapen grotendeels zelf waar de favoriete graasplekken zijn en welke terreindelen worden gemeden. Hierdoor ontstaan vaste looproutes en graasgradiënten, samenhangend met factoren als voedselaanbod en -kwaliteit en drinkplaatsen (Elbersen et al., 2003).

Standbeweiding leidt tot een herverdeling van voedingsstoffen. Op favoriete rust- en schuilplaatsen vindt aanrijking met nutriënten plaats in de vorm van mest en urine. Op plaatsen waar regelmatig gegraasd is sprake van een netto afvoer van nutriënten (Elbersen et al., 2003). Begrazing leidt echter ook bij standbeweiding tot een netto afvoer van voedingsstoffen, omdat een belangrijk deel van de stikstof in de urine vervluchtigt in de vorm van ammoniak (Elbersen et al., 2003). Uit stalproeven is gebleken dat 43-71% van de opgenomen stikstof wordt uitgescheiden via urine en 27-38% via de faeces (Sandek et al., 2001; Smith & Frost, 2000; beiden geciteerd in Elbersen et al., 2003). Hieruit volgt dus dat meer dan de helft van de via het voedsel opgenomen stikstof verdwijnt door vervluchtiging uit de urine*.

In onderstaande tabel is voor vergraste en niet-vergraste heide de afvoer van stikstof per schaap aangegeven (uitgaande van standbeweiding) (Bruggink, 1987; geciteerd in Elbersen et al., 2003).

Type vegetatie en begrazingsduur	Afvoer kg N per schaap
Pijpenstrootje (dominant in vergraste heide), gedurende 4 maanden	0,6 (43 mol N)
Bochtige smeie (dominant in vergraste heide), jaarrond	2,5 (179 mol N)
Struikheide, jaarrond	2,0 (143 mol N)

Uitgaande van een gemiddelde schapendichtheid van 1-1,5 dier per ha, bedraagt de netto afvoer van stikstof bij schapenbeweiding van een vergraste heide 1,8 - 3,8 kg N/ha/j (129 - 271 mol N/ha/j).

Gescheperde begrazing

Bij gescheperde begrazing wordt de schaapskudde gestuurd door een herder. Bij gescheperde begrazing vanuit een schaapskooi vindt transport van voedingsstoffen plaats van de graasgronden naar de stal. Hierbij kan in een vergraste heide per jaar ca. 4 kg N (286 mol N) per schaap worden afgevoerd (Elbersen et al., 2003). Uitgaande van een gemiddelde schapendichtheid van 1-1,5 dier per ha bedraagt de netto afvoer 4-6 kg N/ha/j (286 - 429 mol N/ha/j).

*De stikstof die vervluchtigt uit de urine kan natuurlijk ook weer in de wijde omgeving neerslaan als depositie.

Branden

De verschrompende werking van branden is in droge heiden beperkt en de maatregel is nauwelijks beproefd in stuifzandheiden, maar het kan een positief effect hebben op de nutriëntenbeschikbaarheid. Volgens recente inzichten is in veel heidegebieden sprake van een fosfaattekort waar zowel sommige plant- als diersoorten onder kunnen lijden (Härdtle et al., 2006; Vogels et al., 2011, beide geciteerd in Beije et al., 2012). Branden biedt het voordeel dat het wel zorgt voor de afvoer van

stikstof maar nauwelijks van fosfaat (Beije et al., 2012). Net als het plaggen raadt het onderzoek in het kader van OBN branden echter af vanwege het ingeschatte risico dat bij branden vooral de open fase van het habitatype, bestaande uit grassen en korstmossen, uit de mozaïek verdwijnt en alleen de heidefase regeneert. Dit zou leiden tot een gesloten heidevegetatie (Nijssen et al., 2011).

Opslag verwijderen

Om het microklimaat te verbeteren en strooiselopbouw te verminderen is het belangrijk dat bosopslag verwijderd wordt. Bij hoge stikstofdepositie zullen iets vaker jonge bomen (vooral vliegdennen) uit het terrein verwijderd moeten worden (Beije et al., 2012).

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 1.071 mol N/ha/j. De achtergronddepositie ter plekke van potentieel geschikt terrein bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 1.027 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie. Overschrijding van de KDW kan bij dit habitatype leiden tot achteruitgang van typische korstmossen, vergrassing en opslag van bomen.

Door de gevoeligheid van korstmossen voor stikstofdepositie kan de korstmosbedekking afnemen. Uit onderzoek van Barker (2001) en Tomassen et al. (2003) is af te leiden dat de maximale bijdrage van de voorgenomen activiteit (0,1 mol N/ha/j) zou kunnen leiden tot een afname van de korstmosbedekking van respectievelijk 0,002% en 0,001%. Dit is geen meetbaar of merkbaar effect.

Het areaal van deze habitat is de afgelopen jaren naar verwachting toegenomen, als gevolg van herstelmaatregelen die zijn uitgevoerd door het Brabants Landschap. Hierdoor is ook de winddynamiek in het gebied toegenomen. Voor het gebied en de ontwikkeling en het behoud van de natuurwaarden is het gunstig dat het gebied ruim tien jaar geleden in eigendom is gekomen van het Brabants Landschap. Het Landschap heeft meer kennis van de natuurlijke processen en meer inzicht in het benodigd beheer van het gebied dan de gemeente. Daarom wordt verwacht dat de kwaliteit van het gebied zal zijn toegenomen en nog verder zal kunnen toenemen. De actuele kwaliteit van het gebied is naar verwachting beter dan de kwaliteit ten tijde van de aanwijzing, toen sprake was van een matige tot slechte kwaliteit als gevolg van de hoge atmosferische stikstofdepositie en gebrek aan beheer.

De kwaliteit van de stuifzandheide kan worden behouden cq. verbeterd door regelmatig verwijderen van bosopslag, kleinschalig plaggen en extensief en kleinschalig maaien of begrazen. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt op zichzelf niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van deze habitat en heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.2 Zandverstuivingen

Beschrijving

Het habitatype betreft pionierbegroeiingen in afwisseling met onbegroeid zand op droge, zeer voedselarme zandgrond in binnenlandse stuifzandgebieden. Het habitatype kan op kleine schaal voorkomen in heidelandschappen, maar ook zo grootschalig zijn ontwikkeld dat van een zandverstuivingslandschap sprake is. In het eerste geval komt het type meestal voor op plekken die zijn omgeven door het habitatype stuifzandheiden met Struikhei (H2310). Zonder periodiek actief herstel van de pionieromstandigheden zullen deze kleine plekken dichtgroeien. In het tweede geval gaat het om een afwisseling van veelal geheel of gedeeltelijk begroeide duinen, waar vegetatie het zand invangt en vasthoudt, en vlakke, onbegroeide of spaarzaam begroeide laagten waar het zand wegstuift (Ministerie van LNV, 2008).

De vastlegging van het zand vindt gedurende de vegetatiesuccessie plaats door achtereenvolgens Buntgras en algen, mossen, korstmossen en ten slotte grassen en/of heide (die met name op de overgang naar omringende heiden en bossen domineren) (Ministerie van LNV, 2008).

In de onderstaande figuur zijn de verschillende successiestadia van kaal zand naar stuifzandheiden weergegeven.

1. pionierstadium van stuivend zand met grassen;
2. vastleggen van kaal zand door algen en Buntgras;
3. idem door algen, Buntgras en mossen;
4. mostapijt met gedeeltelijk algenbedekking (*Palmogloea protuberans*);
5. afstervend mostapijt door algengroei en veroudering;
6. korstmosontwikkeling op gedeeltelijk afgestorven mostapijt;
7. soortenrijke korstmosvegetatie;
8. mozaïek van stuifzand met heidevegetatie (inclusief *Jeneverbes*).

Figuur 14 De acht successiestadia in stuifzandlandschappen. Ontleend aan: Bakker et al., 2003.

Bij voortschrijdende successie van kaal zand naar stuifzandheide wordt een bodemprofiel opgebouwd, is sprake van toename van het organisch stof gehalte in de bodem en neemt de pH geleidelijk af (Ketner-Oostra, 2006).

Van nature verloopt het proces van het dichtgroeien van kaal zand vrij langzaam. Het duurt lang alvorens zich een vegetatie van korstmossen, haarmossen of heide vestigt. Jungerius (2006, geciteerd in Bijlsma et al., 2009) heeft een analyse van historische luchtfoto's van het Rozendaalse Zand verricht, die duidelijk aantoont hoe langzaam de successie in stuifzandgebieden gaat: alle plekken met meer dan 10 soorten korstmossen stuiven al zeker 40 jaar niet meer; plekken met meer dan 15 soorten stuiven al zeker 70 jaar niet meer. Daniels & Krüger (1996; geciteerd in Bakker et al., 2003) geven een tijdspanne van 10 - 12 jaar waarin soortenarme initiaalstadia van de Buntgrasvegetaties overgaan in korstmosrijke stadia. Korstmosrijke vormen kunnen zich, nadat zij eenmaal tot ontwikkeling zijn gekomen, langdurig handhaven (15-20 jaar of langer (zie hierboven)), waarbij geen successie plaatsvindt.

De snelheid van de successie is daarnaast toch ook schaalafhankelijk. Kleine stuifzanden zullen door een geringere verstuiwing van zand waarschijnlijk eerder dichtgroeien dan grote stuifzanden (Bakker et al., 2003).

Het stuifzandmilieu is extreem arm aan soorten vaatplanten, maar vooral rijk aan korstmossen. Er zijn maar weinig vaatplanten die de extreme droogte en de afwisseling tussen de soms hoge dagtemperaturen en lage nachttemperaturen kunnen overleven. Ook de fauna is soortenarm, maar omvat wel enkele soorten die juist aan deze extreme omstandigheden zijn aangepast. Indien het habitattype op landschapsschaal voorkomt, bij voorkeur in aansluiting op habitattypen van het heidelandschap, kan het beduidend soortenrijker worden dan wanneer het op kleine plekjes voorkomt (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het type komt voor op bodems die bestaan uit kalkarm zand waarin zich nog nauwelijks bodemontwikkeling heeft voorgedaan en als gevolg daarvan nog ijzerhoudend zijn. Door het geringe gehalte aan organisch materiaal is stikstof een beperkende factor. In combinatie met een bijzonder gering vermogen om vocht vast te houden, zorgt dit voor een zeer lage productiviteit. Door de extreem hoge temperaturen die overdag bereikt kunnen worden en de kurkdroge condities is het een milieu waar stress de boventoon voert (Ministerie van LNV, 2008). Het habitattype is zeer gevoelig voor stikstofdepositie en heeft een kritische depositiewaarde van 714 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Duurzame instandhouding van het habitattype kan vooral plaatsvinden in grootschalige gebieden waar de wind vrij spel heeft en een voortdurend wisselend mozaïek van successiestadia kan voortbestaan. Naast winderosie kan watererosie op de begroeide hellingen een grote invloed hebben op zowel bodem- als vegetatieontwikkeling en voor steilwandjes zorgen (Ministerie van LNV, 2008).

Betreding en ander vormen van verstoring kunnen in de beginstadia van de successie zeer schadelijk zijn voor de langzaam groeiende pioniervegetaties met mossen en korstmossen. Verstoring door

recreatie vormt ook een bedreiging voor de typische vogelsoorten (Ministerie van LNV, 2008). In de latere stadia van de successie is enige vorm van fysieke verstoring echter onontbeerlijk om verstui-ving op gang te houden of te brengen. Zonder dat ontwikkelt zich al snel een organische toplaag en treedt een ontwikkeling op richting vliegdennenbos (Ministerie van LNV, 2008).

In grote zandverstuivingen zoals die van de centrale Veluwe overheersen onder gunstige omstan-digheden zelfstandige processen die enkele decennia het bestaan van stuifzanden garanderen. Onder de huidige klimatologische condities in combinatie met hoge stikstofdepositie is menselijk ingrijpen momenteel echter noodzakelijk om deze stuifzandlandschappen te behouden. Opslag van bomen moet regelmatig bestreden worden en waar stuivend zand behouden moet worden, zijn maatregelen nodig om de vastgelegde delen te openen door bijvoorbeeld (kleinschalig) te plaggen. Kleine stuifzanden handhaven zich alleen bij continu verstoren door de mens (Riksen et al., 2006; Jungerius & Riksen, 2010; Koster, 2010, allen geciteerd in Smits et al., 2012). Het beheer dient ge-faseerd in ruimte en tijd plaats te vinden. Een ruimtelijk gedifferentieerd en cyclisch verjongingsbe-heer lijkt het meest geschikte middel om alle successiestadia duurzaam naast elkaar in stand te houden (Ministerie van LNV, 2008).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding van het habitatype is als zeer ongunstig beoordeeld (Ministe-rie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

Over het voorkomen en de actuele kwaliteit van deze habitat is geen nadere informatie gevonden. Uit luchtfoto's van het gebied blijkt dat de oppervlakte zandverstuiving en open zand is toegenomen als gevolg van het verwijderen van bos door het Brabants Landschap. Dit is tevens gunstig voor de kwaliteit van deze habitat, omdat hierdoor de winddynamiek is toegenomen, waardoor deze habitat langer in stand kan worden gehouden. Naar verwachting is in het gebied sprake van een hoge re-creatiedruk vanwege de ligging naast een vakantiepark. Ook dit is gunstig voor instandhouding van deze habitat, al kan bij te hoge recreatiedruk ook kwaliteitsverlies optreden door betreding van kwetsbare habitats.

Rol van stikstofdepositie

Vermesting

Overmatige depositie van stikstof leidt in samenhang met de op veel plaatsen afgenomen windin-vloed tot versnelde successie en het verdwijnen van plekken met open zand. De groei van algen wordt bevorderd bij overmatige stikstofdepositie, en zij leggen het zand vast, waardoor erosie niet meer op kan treden. Bovendien fixeren zij stikstof dat normaal gesproken weglekt. Ook in latere stadia kan het verhoogde N-aanbod voor een hogere biomassagroei zorgen (bijvoorbeeld toename van voorkomen en bedekking van grassen) en daarmee voor een snellere successie (Ketner-Oostra, 2006; Nijssen et al., 2011). Vermesting bevordert tevens de vestiging van vliegdennen (Ketner-Oostra, 2006).

Zoals beschreven bij het habitatype stuifzandheiden met Struikhei (H2310) zijn korstmossen, die een belangrijk onderdeel vormen van zandverstuivingen, zeer gevoelig voor een hoge stikstofdeposi-tie. Er zijn echter geen aanwijzingen dat de korstmosvegetatie van stuifzanden gedurende de laatste decennia sterk is achteruitgegaan. Bij een depositie van 25-30 kg N/ha/j (1.785-2.145 mol N/ha/j) kunnen korstmosrijke vormen (met 10-20 soorten korstmossen) van stuifzanden in stand blijven (Nijssen et al., 2011). Bij een hogere depositie treedt verarming van de korstmosvegetatie op (Nijs-sen et al., 2011). Onderzoek in het Kootwijkerzand en Caitwickerzand toonde aan dat korstmosrijke stadia van stuifzanden, nadat zij eenmaal tot ontwikkeling zijn gekomen, zich langdurig (minimaal 15 jaar, maar vermoedelijk veel langer) handhaven en zeer stabiel zijn (Daniëls & Krüger, 1996; geci-teerd in Bijlsma et al., 2009). Bij een vergelijkbaar onderzoek in Het Gooi bleek er eveneens geen noemenswaardige achteruitgang van de korstmossen in vegetaties van de Buntgrasgemeenschap vast te stellen (Colaris, 1998; geciteerd in Bijlsma et al., 2009). In de droge heide werd wel een ach-

teruitgang vastgesteld (Colaris, 1998; geciteerd in Bijlsma et al., 2009). Mogelijk werd deze achteruitgang veroorzaakt door toename van de overschaduwing door Struikhei.

Hoewel de vegetatie als geheel dus nog redelijk intact is, zijn er wel diverse soorten die over de jaren een sterke achteruitgang laten zien. De belangrijkste is wel het IJslands mos (Bijlsma et al., 2009). Aptroot & Van Herk (2005) wijten deze achteruitgang aan klimaatverandering.

In het Nationaal Herbarium liggen veel korstmoscollections van stuifzanden uit de periode 1950-1970. De meeste *Cladonia*-soorten komen nog steeds ruim voor in de geïnventariseerde stuifzandterreinen (Bijlsma et al., 2009). Steekproefsgewijze inventarisaties in de periode 1999-2008 door de Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG) in stuifzanden in Nederland in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) laten wel een lichte achteruitgang van stuifzandsoorten zien, al is er geen sprake van een grote verandering in de soortensamenstelling. Een deel van de achteruitgang is te verklaren door te rigoureuze beheer in enkele van de onderzochte stuifzandgebieden. De trends van individuele soorten zijn nog onzeker, omdat de monitoringsperiode vrij kort is en er slechts twee monitoringsrondes zijn uitgevoerd en het aantal meetpunten klein is (en/of omdat het voorkomen van de soort tussen twee onderzoekslocaties sterk verschilt) (Sparrius et al., 2009).

Een complicerende factor in het behoud en herstel van stuifzanden is de introductie van de exoot Grijs kronkelsteeltje, ook wel Tankmos genaamd. Deze mossoort is afkomstig uit het zuidelijk halfrond en is sinds de jaren zestig in Nederland aanwezig. Inmiddels is het de dominante soort op grote oppervlakten van het stuifzandlandschap. De soort doet het vooral goed op locaties waar sprake is van een hoge stikstofdepositie. De dichte mostapijten leggen niet alleen het zand vast, maar brengen ook een totaal ander microklimaat met zich mee. Dit betekent mogelijk een verslechtering van de standplaatscondities voor bodemfauna en korstmossen (Bakker et al., 2003). Bij een depositie van 25-30 kg N/ha/j (1.785-2.145 mol N/ha/j) winnen korstmossen het van Grijs kronkelsteeltje als het aankomt op kolonisatie van het afstervend mostapijt (stadium 6 in Figuur 14) (Nijssen et al., 2011). Bij een hogere depositie dan 2.145 mol N/ha/j treedt in dit stadium kolonisatie door Grijs kronkelsteeltje op (Nijssen et al., 2011).

Al met al kan gesteld worden dat overmatige stikstofdepositie in combinatie met afgenomen dynamiek leidt tot versnelde successie en meer algengroei waardoor plekken met open zand verdwijnen. Daarnaast leidt het tot vestiging van vliegdennen. Tot een depositiewaarde van 2.145 mol N/ha/j is geen sprake van additionele problemen: korstmosrijke vormen kunnen zich nog handhaven en winnen het van Grijs kronkelsteeltje bij kolonisatie van afstervend mostapijt. Bij depositiewaarden hoger dan 2.145 mol N/ha/j treedt verarming van de korstmosvegetatie op en kan Grijs kronkelsteeltje gaan domineren. De mogelijk afnemende trends van individuele soorten als IJslands mos worden nog onderzocht.

Verzuring

Het type is op zichzelf niet erg gevoelig voor de verzurende invloed van stikstofdepositie daar het onder matig zure tot zure omstandigheden voorkomt. Overmatige stikstofdepositie kan het optreden van verzuring in zandverstuivingen versnellen. Hierdoor zal de bodembuffering eerder in het traject van de aluminiumbuffering komen, waarbij aluminium oplost en de Al:Ca ratio toeneemt. Hierdoor kunnen voor sommige planten toxische condities optreden, mogelijk geldt dit ook voor karakteristieke soorten als Zandblauwtje en Dwergviltkruid (Nijssen et al., 2011; geciteerd in Smits et al., 2012). Of dit daadwerkelijk leidt tot afname van deze soorten is niet onderzocht. Mogelijk kan verstuing en aanvoer van vers zand leiden tot enige buffering van de zuurgraad.

Effectiviteit van beheer

In kleine stuifzandgebieden is het uitvoeren van cyclisch beheer (het periodiek terugzetten van ongewenste successiestadia, bijv. door middel van plaggen, frezen of zeven) de beste manier om stuifzandgebieden duurzaam in stand te houden (ook wel patroonbeheer). In deze gebieden kan de windinvloed vaak niet worden vergroot. In grote stuifzandgebieden is het primair van belang dat de windinvloed weer wordt hersteld (ook wel procesbeheer) (Bakker et al., 2003).

Zeven of frezen

In de eerste successiestadia, waarbij er nog geen sprake is van bodemvorming, volstaat het frezen of zeven van het zand. Dit kan gebeuren door met enige regelmaat delen van pioniervegetaties te verstoren door het plantaardige materiaal uit het zand te zeven met een stuifzandreiniger. Een goed en goedkoper alternatief is om plekken te frezen, waarbij de messen van de landbouwfrees met hoge snelheid door de bovengrond (5 cm diep) gaan (Smits et al., 2012). Bij frezen worden echter geen nutriënten afgevoerd en wordt alleen de successie teruggezet.

Plaggen

Vanaf het stadium dat de vegetatie meer dan 30% van de bodem bedekt, is plaggen tot op het blinde zand de enige optie om de vegetatie terug te zetten. Ook om in sterk vergraste of met Grijs kronkelsteeltje vermoste stuifzandvegetaties in uitgestoven laagten weer vroege successiestadia terug te krijgen, heeft kleinschalig plaggen de voorkeur. Dit is de enige manier om korstmossen uit zandige pionierstadia terug te krijgen (Smits et al., 2012).

Bij plaggen worden behoorlijke hoeveelheden stikstof uit het systeem verwijderd. Deze hoeveelheid zal kleiner zijn dan in heide.

Opslag verwijderen

In gebieden waar Grove den aanwezig is het verwijderen van boomopslag belangrijk om de wind vrij spel te geven, maar ook om het microklimaat te verbeteren. Dit is met name belangrijk in open gebieden en aan de rand van zandverstuivingen. Een stuifzand omgeven door heide is duurzamer in stand te houden en is meestal rijker in karakteristieke biodiversiteit en heeft dus de voorkeur boven stuifzand omgeven door bos (Smits et al., 2012).

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 714 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 1.384 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overschrijding van de KDW kan in zandverstuivingen leiden tot het verdwijnen van korstmossen, vermossing en dominantie van Grijs kronkelsteeltje en versnelde successie en opslag van vliegdenen. Bij de heersende stikstofdepositie kunnen korstmosrijke stadia echter tot ontwikkeling komen en in stand worden gehouden en vormt Grijs kronkelsteeltje vooral een knelpunt wanneer het mostapijt door andere factoren afsterft (Nijssen et al., 2011).

Zoals bij het habitatype stuifzandheiden met Struikhei reeds is vastgesteld, zou de maximale bijdrage van de voorgenomen activiteit (0,1 mol N/ha/j) kunnen leiden tot een afname van de korstmosbedekking van respectievelijk 0,002% en 0,001%. Dit is geen meetbaar of merkbaar effect.

Het areaal van deze habitat is de afgelopen jaren naar verwachting toegenomen, als gevolg van herstelmaatregelen die zijn uitgevoerd door het Brabants Landschap. Hierdoor is ook de winddynamiek in het gebied toegenomen. Voor het gebied en de ontwikkeling en het behoud van de natuurwaarden is het gunstig dat het gebied ruim tien jaar geleden in eigendom is gekomen van het Brabants Landschap. Het Landschap heeft meer kennis van de natuurlijke processen en meer inzicht in het benodigd beheer van het gebied dan de gemeente. Daarom wordt verwacht dat de kwaliteit van het gebied zal zijn toegenomen en nog verder zal kunnen toenemen. De actuele kwaliteit van het gebied is naar verwachting beter dan de kwaliteit ten tijde van de aanwijzing, toen sprake was van een matige tot slechte kwaliteit als gevolg van de hoge atmosferische stikstofdepositie en gebrek aan beheer.

De kwaliteit van de zandverstuivingen kan worden behouden cq. verbeterd door uitvoering van cyclisch beheer indien de winddynamiek in het gebied onvoldoende blijkt. De geringe bijdrage van de

voorgenomen activiteit leidt op zichzelf niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van deze habitat en heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.3 Zure vennen

Beschrijving

Dit habitatype omvat natuurlijke poelen en meren met zuur water en veenmodder op de bodem. In ons land betreft het, zo goed als uitsluitend, door regenwater gevoede heidevennen en vennen in de randzone van hoogveengebieden. In die vennen kan lokaal invloed van grondwater doordringen en van essentieel belang zijn voor de variatie van levensgemeenschappen, maar de regenwaterinvloed is zo groot dat men meestal spreekt van 'uitsluitend door regenwater gevoed'. Daarbij gaat het zowel om de open waterbegroeiingen als om jonge verlandingsstadia, drijvend of op de oever (Ministerie van LNV, 2008).

Het water van deze poelen en meren is van nature zeer voedselarm en kan door humuszuren bruin gekleurd zijn. Een dergelijk milieu wordt dystroof genoemd. In de randzones van deze poelen kunnen ijle begroeiingen van wat hogere schijngrassen zoals Snavel- en Draadzegge of Veenpluis het aanzien bepalen. Deze begroeiingen maken deel uit van het habitatype. In sommige gevallen vormt koolzuur (CO₂) een beperkende factor. De vegetatie ontbreekt dan (habitatype matig ontwikkeld) of bestaat voornamelijk uit aan de oppervlakte zwevende of drijvende waterplanten. In heldere vennen waar wel voldoende CO₂ aanwezig is, kan de gehele waterlaag gevuld zijn met zwevende planten, vooral in ondiepe zones (Ministerie van LNV, 2008).

Wanneer de veenmoslaag zich sluit, vormt zich een dichte vegetatiemat met op den duur een hoogveenachtig patroon van bulten en slenken. Venbegroeiingen waarin deze latere successiestadia domineren, worden gerekend tot habitatype actieve hoogvenen (H7110).

Bij degradatie worden de begroeiingen zeer soortenarm en gaan in de zure vennen soorten overheersen zoals Waterveenmos, Geoord veenmos, Pijpenstrootje en bij fosfaataanrijking Pitrus. Vennen waarin zulke begroeiingen domineren, zonder aanwezigheid van méér veensoorten dan alleen Waterveenmos en voor zure vennen kenmerkende gemeenschappen worden niet tot het habitatype gerekend (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het zure en voedselarme karakter van het habitatype kan alleen behouden blijven als de toestroom van voedings- en andere stoffen vanuit de omgeving via het grond- en oppervlaktewater en de atmosfeer minimaal is. Wat het laatste betreft, gelden zure vennen als zeer gevoelig voor stikstofdepositie, met een kritische depositiewaarde van 714 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012), zodat een goede luchtkwaliteit gewenst is. Indien sprake is van lokale kwel, dan gaat het om nauwelijks aangerijkt, zeer lokaal grondwater (Ministerie van LNV, 2008).

De verlanding die in de richting gaat van hoogveenvorming wordt van nature tegengegaan door windwerking of door gebrek aan koolstof in de vorm van koolzuur (CO₂) en methaan (CH₄). Windwerking met golfslag treedt op in vennen met een grote oppervlakte en in vennen die in een open landschap liggen (Ministerie van LNV, 2008).

Verlandingsvegetaties kunnen in de eerste plaats ontstaan in diepe vennen waar peilfluctuaties niet tot droogval leiden. Daarnaast kunnen ze ontstaan in zure vennen waar de peilfluctuaties klein zijn. Twee situaties kunnen hiervoor verantwoordelijk zijn. In het eerste geval worden eventuele peilfluctuaties getemperd door laterale toestroming van nauwelijks aangerijkt, CO₂-houdend, zeer lokaal grondwater. Deze vennen komen in heidegebieden voor in slenken of in lokale grondwatersystemen op een ondiepe, slecht doorlatende laag. De verlanding treedt op aan de oever waar toestroom van grondwater optreedt. De toestroom van grondwater is beperkt. Wanneer het toestromende grondwater zo gebufferd is dat ook kenmerkende soorten of gemeenschappen van zwakgebufferde vennen

voorkomen, wordt het ven tot het habitatype zwakgebufferde vennen (H3130) gerekend (Ministerie van LNV, 2008).

In het tweede geval is sprake van zogenaamde schijnspiegelvennen: hydrologisch volledig geïsoleerde vennen op een eigen slecht doorlatende ondergrond (verkitte humus of ijzer, waterhard, gyt-tja, pingoruïne e.d.) met een peil dat hoger is dan en niet wordt beïnvloed door het freatisch grondwater. Hier stijgen de waterstanden niet sterk, doordat het water in tijden met een neerslagoverschot over de rand van de slecht doorlatende laag naar de ondergrond wegloopt. In droge perioden zakt het waterpeil niet te diep weg mits de verdamping niet te groot is. Dit laatste wordt bevorderd door een voor de wind beschutte ligging (Ministerie van LNV, 2008).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding van het habitatype is matig ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

De actuele kwaliteit van deze habitat is niet bekend. Ten tijde van de aanwijzing was het ven verzuurd, oorspronkelijk ging het hier waarschijnlijk om een zwakgebufferd ven. De verzuring is naar verwachting opgetreden als gevolg van verdroging (drainage door landbouw en aangeplant bos) en de hoge atmosferische depositie van stikstof en zuur in het verleden.

Verbetering van de kwaliteit van het ven zou kunnen plaatsvinden door het verwijderen van de sliblaag, aldus het aanwijzingsbesluit. Het is niet bekend of dergelijke herstelmaatregelen zijn uitgevoerd.

Rol van stikstofdepositie

Vermesting

Het habitatype is zeer gevoelig voor stikstofdepositie, voornamelijk voor de vermestende effecten. Omdat het venwater en de bodem van nature arm zijn aan voor planten beschikbare stikstof en fosfaat, resulteert een kleine toename van deze stoffen al in veranderingen in de vegetatie. Stikstofverrijking vindt in vennen hoofdzakelijk plaats door atmosferische depositie en via het grondwater. Het grondwater wordt verrijkt met stikstof door uitspoeling van nitraat en soms ammonium uit landbouwgronden en bossen. Vaak gaan bij verrijking met stikstof enkele soorten flink uitgroeien en overheersen, zoals Knolrus in de waterlaag en Pijpenstrootje op de oever. In de oorspronkelijke venvegetatie treden deze soorten niet op de voorgrond. Als gevolg van de toegenomen plantengroei vormt zich een sliblaag in het ven. De kale zandige oevers en onderwaterbodems verdwijnen onder die sliblaag (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme vennen en vochtige heiden; Zuur ven of hoogveenven; Zuur ven*, geraadpleegd mei 2012). Dominantie van Pijpenstrootje treedt met name op onder vermeste omstandigheden indien de hydrologische situatie niet optimaal is en de waterstanden 's zomers te diep weg zakken (Arts et al., 2012).

Verzuring

Zure vennen bevatten water dat vrijwel niet is gebufferd en hebben meestal een pH tussen 3,5 en 4,5 (matig zuur tot zuur) (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme vennen en vochtige heiden; Zuur ven of hoogveenven; Zuur ven*, geraadpleegd mei 2012). Zure vennen zijn daarom niet zozeer gevoelig voor verzuring, maar vooral gevoelig voor het vermestende effect van stikstofdepositie.

Effectiviteit van beheer

Regulier beheer

In het verleden zorgden de traditionele kleinschalige activiteiten van de mens voor het behoud van de vennen in het halfnatuurlijke landschap. Tegenwoordig komt het regulier beheer van vennen neer op het in stand houden van een open landschap en behoud van vennen waarin zich hooguit plaatselijk organisch materiaal ophoopt. Bosopslag op oevers kan bijvoorbeeld door begrazing worden tegengegaan. Vennen met drijftillen en oevers met hoogveen- of trilveenplanten zijn echter zeer gevoelig voor betreding en begrazing. Gaat men over tot het instellen van begrazingsbeheer in een

gebied met zulke vennen, dan is uitrastering van deze delen van vennen noodzakelijk om verlies van natuurwaarden te voorkomen (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zwakgebufferd ven; Zwak gebufferd ven*, geraadpleegd mei 2012).

Bestrijden van boomopslag kan ook gebeuren door periodiek jonge boompjes uit te trekken. Uitbreiding van hoog opgroeiende moerasplanten op de oever is tegen te gaan door te maaien. Op droogvallende oevers met een zandbodem is maaibeheer mogelijk wanneer de waterstand laag is. Maaien van hoogveenachtige vegetaties op slappe veenbodem is alleen mogelijk wanneer daarbij licht materieel wordt gebruikt. Van drijftillen en venige oevers waar de karakteristieke vegetaties overwoekerd zijn met bijvoorbeeld Pijpenstrootje, kunnen de meest aangetaste plekken zeer lokaal worden geplagd of weg gegraven. Bij het plaggen ontstaan gaten met open water of kaal zand op de oevers die weer geleidelijk dichtgroeien met nieuw veen. Het lokaal plaggen van droogvallende oevers is ook gunstig voor de ontwikkeling van natte heide (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zwakgebufferd ven; Zwak gebufferd ven*, geraadpleegd mei 2012).

Momenteel is een vrij intensieve vorm van regulier beheer nodig, omdat de aanvoer van stikstof uit de lucht de plantengroei versnelt (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zwakgebufferd ven; Zwak gebufferd ven*, geraadpleegd mei 2012). Of in de toekomst in vennen de intensiteit van het reguliere beheer af kan nemen, is nog niet duidelijk. De niveaus van atmosferische depositie zijn echter lager dan in de periode 1980-1995.

Herstelbeheer

Voor het herstel van zure vennen zijn maatregelen tegen vermesting en verdroging nodig. In het geval van vermesting is het belangrijk om onderscheid te maken tussen vennen die alleen vermest zijn door stikstofaanvoer uit de lucht en vennen waar ook fosfaataanvoer heeft plaatsgevonden (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zuur ven of hoogveenven; Zuur ven*, geraadpleegd mei 2012).

In zure vennen die regenwaterafhankelijk zijn en vermest zijn door stikstofaanvoer vanuit de lucht, is het weinig zinvol om de sliblaag te verwijderen. In vennen van dit type bevinden zich vrijwel geen plantensoorten die hiervan kunnen profiteren. Wel kan het plaggen van oevers goed zijn om natte heide een kans te geven. Het verwijderen van slib kan zinvol zijn indien zich door vermesting vanuit de omgeving veel fosfaat heeft opgehoopt. Daarmee komt dan een einde aan de nalevering van fosfaat vanuit het slib die een negatief effect op herstel van de oevers heeft (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zuur ven of hoogveenven; Zuur ven*, geraadpleegd juli 2013).

In zure vennen die met grondwater worden gevoed is het vooral van belang om de kwaliteit en kwantiteit van de grondwatertoevoer te herstellen. Als een ven zich bevindt op een ondoorlaatbare laag (schijngrondwaterspiegel) die in stand gehouden wordt door wateraanvoer uit een betrekkelijk klein inzigtgebied, is dit herstel relatief eenvoudig. In het inzigtgebied kunnen bomen worden gekapt, naaldbos kan worden omgevormd tot loofbos, ontwateringen kunnen ongedaan gemaakt worden en landbouwinvloeden kunnen worden geweerd. Ook kan het gunstig zijn om het inzigtgebied licht te bekalken, zodat de aanvoer van kooldioxide naar het ven toeneemt. Hiervoor is echter enig vooronderzoek en de hulp van een expert nodig. In sommige gevallen is de waterstand in het ven zo hoog opgestuwd dat dit de grondwatertoevoer belemmert. Dan kan het zinvol zijn de waterstand iets te verlagen om de grondwateraanvoer te stimuleren.

Een andere maatregel in met grondwater gevoede zure vennen is het binnen het vensysteem kleinschalig verwijderen van bos, plaggen, baggeren en eventueel maaien. Dit met het doel om de structuurvariatie in het systeem te vergroten, zodat de hele reeks van open water, begroeid water, helofyten, hoogveenverlanding en eventueel struweel in een kleinschalig mozaïek kan blijven voortbestaan (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heiden; Zuur ven of hoogveenven; Zuur ven*, geraadpleegd mei 2012).

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 714 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 1.384 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overmatige stikstofdepositie kan in zure vennen leiden tot verarming van de vegetatie. Hierbij treedt dominantie op van Knolrus in de waterlaag en Pijpenstrootje op de oever. In de oorspronkelijke venvegetatie treden deze soorten niet op de voorgrond. Als gevolg van de toegenomen plantengroei vormt zich een sliblaag in het ven. De kale zandige oevers en onderwaterbodems verdwijnen onder die sliblaag. Dominantie van Pijpenstrootje treedt met name op onder vermeste omstandigheden indien de hydrologische situatie niet optimaal is en de waterstanden 's zomers te diep weg zakken (Arts et al., 2012).

Uit foto's van het Zwartven op internet kan worden opgemaakt dat ook in dit ven sprake is van vermeting en mogelijk ook van verdroging, de oevers worden gedomineerd door Pijpenstrootje. In het aanwijzingsbesluit staat dat een sliblaag aanwezig is, die verwijderd dient te worden om de kwaliteit van het ven te herstellen. Het is niet bekend of deze maatregel is uitgevoerd tussen het moment van aanwijzing en heden. De kwaliteit van het ven is verder te herstellen door de door Pijpenstrootje gedomineerde oevers gefaseerd te plaggen. Voor het gebied en de ontwikkeling en het behoud van de natuurwaarden is het gunstig dat het gebied ruim tien jaar geleden in eigendom is gekomen van het Brabants Landschap. Het Brabants Landschap heeft meer kennis van de natuurlijke processen en meer inzicht in het benodigd beheer van het gebied dan de gemeente. Het uitvoeren van ingrijpende maatregelen als plaggen en baggeren vergt een goed inzicht in het systeem en de werking van het gebied en is maatwerk.

De kwaliteit van het zure ven kan worden verbeterd door het verwijderen van de sliblaag en het gefaseerd plaggen van door Pijpenstrootje gedomineerde oevers. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt op zichzelf niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van deze habitat en heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.4 Vochtige heiden (hogere zandgronden)

Beschrijving

Vochtige heiden komen voor op voedselarme, zeer natte tot zeer vochtige, matig zure tot zure standplaatsen. Kenmerkend is de hoge bedekking van Gewone dophei. Kwalitatief goede vochtige heiden kunnen goed samen voorkomen met rompgemeenschap met Pijpenstrootje en Veenmos. Deze grazige delen mogen echter niet overheersen en komen alleen in een mozaïekvorm voor (Ministerie van LNV, 2008).

De begroeiingen van het subtype vochtige heiden op zandgronden (H4010A) variëren afhankelijk van de waterhuishouding, de ouderdom en het leemgehalte van de bodem. Landschappelijk gezien komen natte heiden op zandgrond onder andere voor op de oevers van vennen, op beekdalflanken, in laagten met een ondoorlaatbare ondergrond en in tot op het zand afgegraven voormalige hoogveengebieden (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Vochtige heiden komen voor bij zwak zure tot zure omstandigheden, op zeer natte tot vochtige plaatsen, in een voedselarm milieu (Ministerie van LNV, 2008).

Zure natte heide is stikstof- en/of fosfaatgelimiteerd. In goed ontwikkelde heide vindt een snelle ophoping van met name stikstof in biomassa en bodemorganisch materiaal plaats, zodat de stikstofbeschikbaarheid voor de planten in de loop van de tijd toeneemt. Ook in deze voedselarme systemen is er dus een natuurlijke tendens tot vermeting. Voor een continue lage biomassaproductie is de periodieke afvoer van organisch materiaal middels het (traditionele) plagbeheer dus ook in geval van goed ontwikkelde heidevegetaties noodzakelijk (Van der Linden et al., 1996).

Vochtige heiden kunnen alleen bestaan op plekken waar de grondwaterstand langdurig aan of net onder het maaiveld staat en hooguit kortstondig dieper wegzakt. Buffering van de grondwaterstand door lokale kwel, een geringe wegzijging naar de ondergrond en een geringe afvoer naar drainage-middelen kunnen hieraan bijdragen (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heide; Vochtige heide; Natte heide*, geraadpleegd mei 2012).

Het reguliere beheer van natte heiden komt vooral neer op een voortzetting van het traditionele heidegebruik: extensieve begrazing, kleinschalig plaggen, maaien en eventueel branden. Extensieve begrazing, vooral met koeien of schapen, vormt het belangrijkste onderdeel van het reguliere beheer van natte heiden. Ook periodiek plaggen kan een vorm van regulier beheer zijn (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heide; Vochtige heide; Natte heide*, geraadpleegd mei 2012).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is matig ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

In het aanwijzingsbesluit staat dat deze habitat rond 1980 in soortenrijke vorm voorkwam, met daarin verschillende zeldzame plantensoorten. Ten tijde van de aanwijzing van het beschermde natuurmonument waren deze zeldzame soorten echter grotendeels verdwenen en was sprake van sterke vergrassing met Pijpenstrootje als gevolg van vermessing, verdroging en te extensief beheer. Het beheer van de toenmalige eigenaar, de gemeente, bestond uit het incidenteel verwijderen van bosopslag.

Het is niet bekend wat de huidige kwaliteit of het beheer van de vochtige heide is. Indien maatregelen zijn uitgebleven, zal de heide nog steeds vergrast zijn; vanuit vergraste situaties treedt geen spontaan herstel op.

Rol van stikstofdepositie

Vermesting

Het habitatype is gevoelig voor een overmaat van stikstof. Bij gunstige hydrologische omstandigheden kan een grote overmaat van stikstof leiden tot een versnelde afbraak van organisch materiaal, waardoor de opgeslagen voedingsstoffen vrijkomen. Hierdoor kunnen natte heiden snel dichtgroeien met Pijpenstrootje (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heide; Vochtige heide; Natte heide*, geraadpleegd mei 2012). Uit simulatiemodellen is gebleken dat vergrassing van niet-verdroogde natte heidevegetaties al optreedt bij deposities rond 1.430 mol N/ha/j (Kros et al., 2008). Vergrassing met Pijpenstrootje treedt in vochtige heide sneller op dan in droge heiden, omdat Pijpenstrootje in vochtige heiden geen opening in de dwergstruikvegetatie nodig heeft om Gewone dophei te overgroeien (Kros et al., 2008).

Bij iets lagere stikstofdeposities wordt de natte heide soortenarmer doordat enkele soorten uit het natuurtype de neiging krijgen om sterk te gaan domineren, bijvoorbeeld Gewone dophei en Veenpluis (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heide; Vochtige heide; Natte heide*, geraadpleegd mei 2012).

De KDW van het habitatype bedraagt 1.214 mol N/ha/j. Deze waarde geldt voor de situatie waarin extensief beheer⁹ wordt gepleegd (Van Dobben et al., 2012).

⁹ Plaggen met lage intensiteit (Bobbink & Hettelingh, 2011). Eens in de 50 jaar plaggen al dan niet met extensieve begrazing door schapen (1 schaap/ha) (mededeling F. Berendse, Wageningen Universiteit, 2010).

Verzuring

Stikstofdepositie kan de buffering van de bodem aantasten. Voorkomens van vochtige heiden die enige buffering kennen door aanwezigheid van leemhoudend materiaal aan de oppervlakte of oppervlakkig afstromend grondwater zijn hier gevoelig voor. Voorkomens waar deze buffering afwezig is zijn minder tot niet gevoelig voor verzuring.

Processen

In de bodem zit een voorraad basen die gebonden is aan organische stof en kleimineralen (zie ook het kader 'Zuurbufferingsmechanismen' hieronder). Door aanvoer van verzurende stoffen worden deze basen (bijvoorbeeld calcium en magnesium; kationen-uitwisseling) vervangen door zuur en stikstof, met name in de vorm van ammonium (NH_4^+). Hierdoor is sprake van verlaging van de basenverzadiging van de bodem. Indien de basenverzadiging te laag is, kan zuur niet meer vervangen worden door basen en treedt er geen buffering meer op. Dan treedt verzuring van de bodem op. Indien deze verzuring verder voortschrijdt ($\text{pH} < 4,2$), kunnen giftige metalen als aluminium in oplossing gaan. Verder kan ammonium in de bodem worden omgezet in nitraat of worden opgenomen door planten. Bij beide processen komen zuren vrij (Van den Berg & Roelofs, 2005 en verwijzingen hierin).

De verzuring heeft ook gevolgen voor de stikstofhuishouding in de bodem. De omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) verloopt pas optimaal onder gebufferde en zuurstofrijke omstandigheden. Wanneer de pH door verzuring tot onder 4,5 daalt, wordt deze omzetting geremd. De voorraad nitraat zal dan door opname en omzettingen langzaam uitgeput raken. De voortgaande depositie van ammonium leidt tot een stijging van de ammoniumconcentraties in de bodem en daarmee tot een stijging van de ammonium/nitraat ratio (Van den Berg & Roelofs, 2005 en verwijzingen hierin). In combinatie met een lage pH is dit toxisch voor veel soorten van iets minder zure omstandigheden, zoals Klokjesgentiaan. Algemene, snelgroeiende grassen zoals Pijpenstrootje en Borstelgras kunnen onder deze omstandigheden wel goed groeien (Van den Berg & Roelofs, 2005 en verwijzingen hierin).

Zuurbufferingsmechanismen (Kooijman et al., 2005)

Verzurende stoffen leiden tot bodemverzuring, maar dit hoeft niet altijd of onmiddellijk te leiden tot een daling van de pH. Er zijn diverse zuurbufferingsmechanismen aanwezig. Van deze bufferingsmechanismen is de oplossing van calciumcarbonaat de belangrijkste, gevolgd door uitwisseling van base-kationen en vervolgens aluminium/ijzer.

De carbonaatbuffer wordt gevormd door calciumcarbonaat (kalk) in de bodem, die in oplossing gaat bij de aanvoer van zuur. De zuurneutraliserende capaciteit hiervan is afhankelijk van de hoeveelheid kalk die aanwezig is, maar ook van het stadium van ontkalking waarin de bodem zich bevindt. De carbonaatbuffer werkt van pH 8.3-6.2. Beneden deze waarde is alle kalk opgelost.

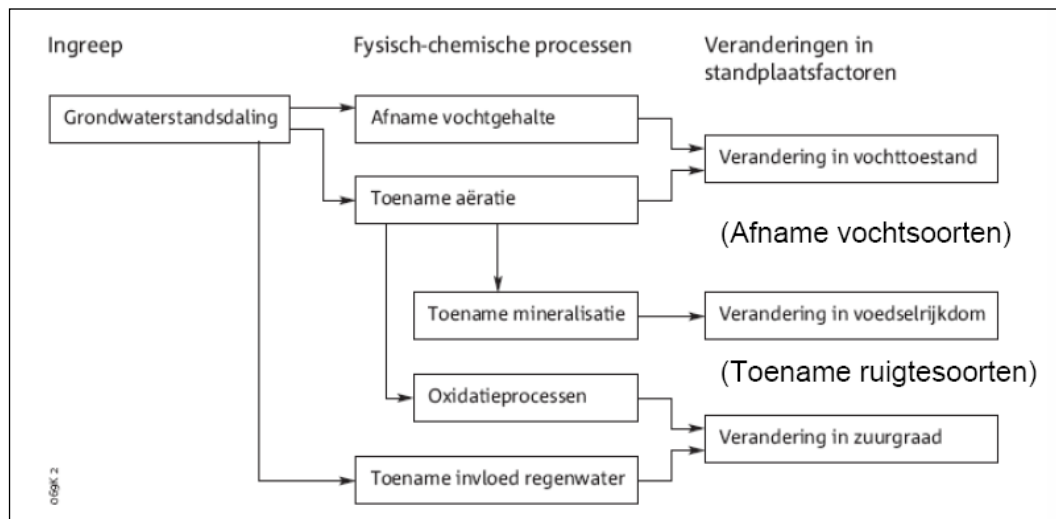
In het traject tot pH 4.2 speelt de binding van protonen aan het bodemadsorptiecomplex, tegen uitwisseling van base-kationen als Ca, Mg, Na en K, een rol. Bij nog lagere pH en groter aanbod van protonen gaan ijzer en aluminium(hydr)oxiden in oplossing.

De verwerking van verweerbare mineralen in het zand gaat zo langzaam dat het nauwelijks een rol speelt.

Buffermechanisme	pH traject	Chemische verandering in de bodem
Carbonaatbuffer	$6.2 < \text{pH} < 8.3$	calciumcarbonaat in oplossing
Silicaatbuffer	gehele pH-traject	verwerking, vorming kleimineralen
Kationen-uitwisseling	$4.2 < \text{pH} < 5.0$	afname basenverzadiging
Aluminiumbuffer	$\text{pH} < 4.2$	Al^{3+} in oplossing
Aluminium/ijzerbuffer	$\text{pH} < 3.8$	Al^{3+} en organische Fe-complexen in oplossing
Ijzerbuffer	$\text{pH} < 3.2$	Fe^{3+} in oplossing

Invloed van verdroging en vermisting/verzuring

Het habitattype is gevoeliger voor een overmaat aan stikstof indien er tegelijkertijd sprake is van verdroging. In onderstaand schema is weergegeven welke processen optreden indien er sprake is van daling van de grondwaterstand.



Figuur 15 Effecten grondwaterstands daling in vochtige heide. Ontleend aan: Bobbink, 2009.

Bij een toename van de invloed van regenwater neemt het bufferend vermogen van de bodem af. Hierdoor daalt de pH, komen toxische metalen vrij en neemt de mineralisatie (afbraak en omzetting organisch materiaal) af, waardoor strooisel ophoopt.

Als gevolg van verdroging veranderen soortenrijke en veenmosrijke Dopheivegetaties in soortenarme en veenmosarme Dopheivegetaties. Een tweede effect is dat in de grote voorraad aan humus die in natte heiden met een stabiele waterstand is opgeslagen, alsnog afbraakprocessen gaan plaatsvinden. Deze omstandigheden in combinatie met de hoge stikstofaanvoer uit de lucht, maken dat Pijpenstrootje snel gaat groeien. Dit gras gaat dan overheersen en vormt monotone grasvlaktes, waarbij het ook Gewone dophei voorbijstreeft. Bovendien gaat de verdroging vaak ook gepaard met voortgezette verzuring (door afbraakprocessen, oxidatieprocessen en toename van de regenwaterinvloed) waardoor plantensoorten van iets minder zure, natte heiden (zoals Klokjesgentiaan) verdwijnen (Bobbink, 2009; www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen*; *Voedselarme venen en vochtige heide*; *Vochtige heide*; *Natte heide*, geraadpleegd mei 2012).

Uit bovenstaande analyse van de effecten van vermisting, verzuring en verdroging valt op te maken dat het in de praktijk vaak moeilijk is een eenduidig onderscheid te maken tussen de effecten van grondwaterstandsverlaging, van atmosferische depositie en van het achterwege blijven van beheer in de vorm van plagen en begrazing, omdat deze allemaal leiden tot vergrassing.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Begrazing

In heiden is sprake van een natuurlijke accumulatie van stikstof. Zonder beheer veranderen heiden in bos. Begrazing wordt van oudsher toegepast om de heide open te houden en houdt successie richting bos tegen. Tevens kan met begrazing een deel van de nutriënten worden afgevoerd. Voor instandhouding van de heide is begrazing alleen echter niet voldoende, want er wordt maar een beperkt deel van de nutriënten afgevoerd; het overgrote deel van de stikstof accumuleert in de bodem. Toch kan per schaap per jaar enkele tientallen tot meer dan 100 mol N/ha worden afgevoerd (zie het kader 'Afvoer van nutriënten door schapenbegrazing' in §3.4.1).

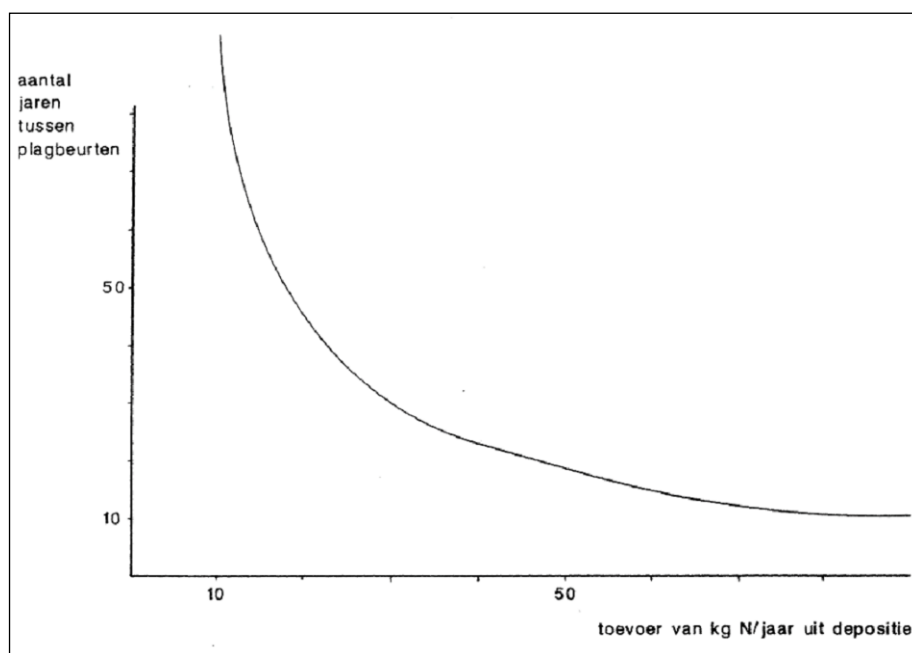
Plaggen

Door de natuurlijke accumulatie van stikstof en veroudering van de heide kan het op den duur nodig zijn om te plaggen. Plaggen is een goede manier om in vergraste en/of verouderde heiden de voedselarme condities te herstellen en wederom ontwikkeling van een soortenrijke heide mogelijk te maken. Plaggen wordt van oudsher toegepast in het heidebeheer (www.natuurkennis.nl; *Natuurtypen; Voedselarme venen en vochtige heide; Vochtige heide; Natte heide*, geraadpleegd mei 2012.)

Met name voor fauna is het van belang dat plagwerkzaamheden op kleine schaal worden uitgevoerd (stroken van maximaal 1-100 m²), waarbij restpopulaties van zeldzame soorten (zoals Klokjesgentiaan) moeten worden gespaard (Oosterbaan et al., 2008).

In de onderstaande figuur is het verband weergegeven tussen de atmosferische stikstofdepositie en de frequentie waarin moet worden geplagd om vergrassing te voorkomen. De kritische depositiewaarde voor vochtige heiden is 1.214 mol N/ha/j, oftewel 17 kg N/ha/j. Bij een dergelijke depositie moet elke 50 jaar geplagd worden.

Indien verzuurde of verdroogde heiden worden geplagd, kunnen de ammoniumconcentraties extreem hoog oplopen. Deze ammoniumophoping duurt één tot twee jaar en is zowel in droge als in vochtige heiden aangetroffen. Hierdoor ontstaat een vegetatie die soortenarm is en gedomineerd wordt door Gewone dopheide. Daarnaast komen Pijpenstrootje, snavelbies en zonnedauw voor. Soorten van iets minder zure omstandigheden, zoals Klokjesgentiaan, keren niet terug. Oplossing voor dit probleem is het toepassen van bekalking na het plaggen. Vooralsnog blijkt eenmalig plaggen en bekalken genoeg voor duurzaam herstel van de vochtige heiden (Dorland et al., 2005; Bobbink, 2009).



Figuur 16 Verband tussen de atmosferische depositie van stikstof (in kg N/ha/j) en het aantal jaren waarna opnieuw moet worden geplagd om vergrassing in heide te voorkomen. Ontleend aan: Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988.

In de periode 1980 tot 2000 is de zwaveldepositie met circa 60% afgenomen. Inmiddels is de zwaveldepositie gedaald tot natuurlijke waarden (mededeling H. van Dobben, Alterra, 2008). De totale stikstofdepositie is in diezelfde periode gedaald met 20-25%, vooral door afname van de depositie van NO_x. De laatste jaren is de depositie van ammoniak ook aan het afnemen. Een zeer sterke verzuring door atmosferische depositie is daarom nu niet meer te verwachten (Van den Berg & Roelofs, 2005). Op locaties waar begin jaren '90 is geplagd, is nauwelijks vergrassing opgetreden en zijn ook

de stikstofniveaus in de bodem nog bijzonder laag. In de periode van 1990-2001 is op 18 referentie-locaties daarnaast vrijwel nergens een dalende trend in de bodem-pH vastgesteld (De Graaf et al., 2004). Dit betekent dat er vrijwel nergens meer sprake is van een verzurend effect door stikstofdepositie.

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 1.214 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 884 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overmatige stikstofdepositie kan in vochtige heide leiden tot verzuring en vermisting. Vaak is tevens sprake van verdroging. De combinatie van deze storingsfactoren leidt tot verarming van de soortenrijkdom, toename van eutrafente soorten, vergrassing met Pijpenstrootje en versnelde successie. Ook in het Zwartven is door deze factoren in combinatie met te extensief beheer kwaliteitsverlies van de vochtige heide opgetreden. De vergrassing is alleen terug te dringen door het nemen van maatregelen als maaien, kleinschalig plaggen en begrazen. Het is niet duidelijk of dergelijke maatregelen zijn uitgevoerd.

De kwaliteit van de vochtige heide kan worden verbeterd door maaien, kleinschalig plaggen, het verwijderen van opslag en begrazen. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt op zichzelf niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van deze habitat en heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.5 Droge heiden

Beschrijving

Het habitatype betreft Struikheibegroeiingen in het laagland en gebergte van Europa. Ze worden gedomineerd door Struikheide al dan niet in combinatie met andere dwergstruiken, grassen en mossen. Droge heiden komen in Nederland voor op matig droge tot droge, kalkarme zure bodems waarin zich meestal een podzolprofiel heeft gevormd. Het meest komt het type voor op - al dan niet lemige - dekzanden en op stuwwallen, maar ze strekken zich ook uit op rivierterrassen en tertiaire (mariene) zandafzettingen (Ministerie van LNV, 2008).

Belangrijke systeemfactoren

Het habitatype komt voor bij matig zure tot zure omstandigheden, op droge tot iets vochtige plaatsen, in een voedselarm milieu (Ministerie van LNV, 2008). De kritische depositiewaarde van droge heide is 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012).

Het reguliere beheer van droge heiden bestaat uit voortzetting van het traditionele heidegebruik: extensieve begrazing met runderen en schapen, incidenteel maaien en verwijderen van opslag. Zonder dergelijk beheer kan dit habitatype niet duurzaam in stand gehouden worden.

Begrazing met runderen is een adequate manier van beheren bij verruiging van heide met grovere grassen zoals Pijpenstrootje (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Droge heiden; Droge heide; Droge heide*, geraadpleegd mei 2012).

Landelijke staat van instandhouding

De landelijke staat van instandhouding is zeer ongunstig (Ministerie van LNV, 2008).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

In het aanwijzingsbesluit staat dat deze habitat rond 1980 in soortenrijke vorm voorkwam, met daarin verschillende zeldzame plantensoorten. Ten tijde van de aanwijzing van het beschermde natuurmonument waren deze zeldzame soorten echter grotendeels verdwenen en was sprake van sterke

vergrassing met Pijpenstrootje als gevolg van vermesting en te extensief beheer. Het beheer van de toenmalige eigenaar, de gemeente, bestond uit het incidenteel verwijderen van bosopslag. Het is niet bekend wat de huidige kwaliteit of het beheer van de droge heide is. Indien maatregelen zijn uitgebleven, zal de heide nog steeds vergrast zijn; vanuit vergraste situaties treedt geen spontaan herstel op.

Rol van stikstofdepositie

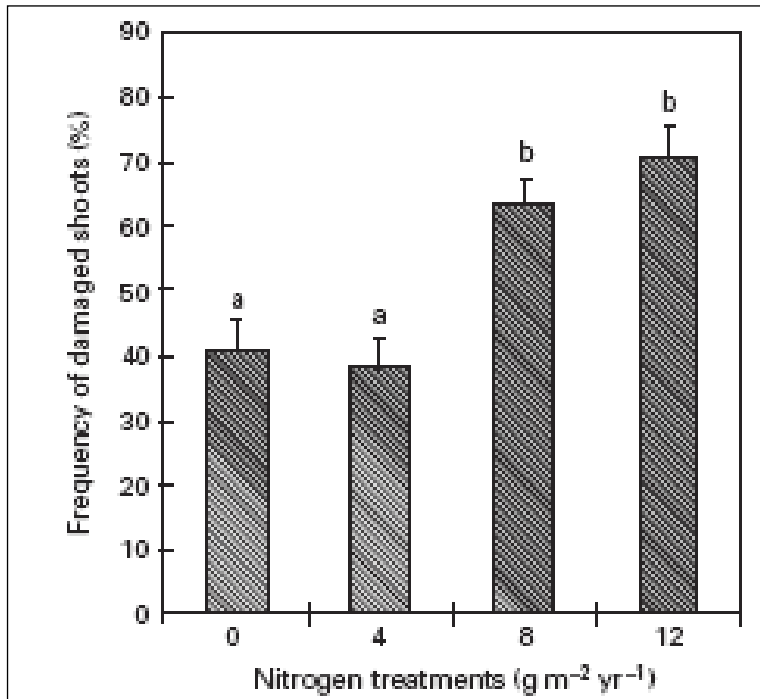
Vermesting

Struikheideplanten kunnen zelfs bij hoge stikstofgiften succesvol concurreren met grassen, zolang de vegetatie gesloten blijft. Een overmaat van stikstofdepositie kan alleen tot vergrassing leiden indien ook sprake is van andere stressfactoren, zoals Heidekeverplagen en winterschade. Een overmaat van stikstof zou dus alleen in combinatie van factoren tot vergrassing kunnen leiden (Kros et al., 2008). Heidekeverplagen en winterschade leiden ertoe dat de hoge dwergstruiklaag geopend wordt, waardoor er meer licht kan doordringen tot de grassen die onder de Struikheideplanten groeien. Alleen in dergelijke omstandigheden kan Pijpenstrootje Struikheideplanten gaan overgroeien (Kros et al., 2008). Vermesting kan ook de opslag van bomen bevorderen.

In droge heiden treedt van nature sterke accumulatie van stikstof op. Omdat er dus veel stikstof beschikbaar is, kunnen vergrassers extra hoog groeien, indien er openingen in de vegetatie ontstaan (Kros et al., 2008), bijvoorbeeld als gevolg van veroudering van de heide. Volgens recente nieuwe inzichten kan de aanwezigheid van een substantiële, compacte humuslaag er echter voor zorgen dat een belangrijk deel van de stikstof (en andere nutriënten) wordt geïmmobiliseerd en dus niet ter beschikking komt van de planten (Den Ouden et al., 2010; Beije et al., 2012). Hierdoor verschuift de balans in het voordeel van Struikheide en Bosbes (Beije et al., 2012). Ook Vogels et al. (2011; geciteerd in Beije et al., 2012) leveren dergelijke suggesties, op grond van experimenteel onderzoek. Aanvullend onderzoek zal moeten uitwijzen of deze nieuwe inzichten inderdaad correct zijn.

Er is gesuggereerd dat Heidekeverplagen en winterschade mogelijk worden gestimuleerd door een overmaat aan stikstof door atmosferische depositie (onder andere Kros et al., 2008). In de periode 1960-2000 zijn Heidekeverplagen frequenter gaan optreden (eens in de 6-8 jaar) dan daarvoor (eens in de 20 jaar). Mogelijk wordt dit veroorzaakt door toegenomen stikstofgehalten in struikheideplanten (Kros et al., 2008). In labexperimenten in Engeland (Staley, 2000) werd echter geen relatie tussen stikstofgehalten in Struikheide en de groei van Heidekeverlarven gevonden. Wel werd er een relatie tussen de temperatuur en de groei van Heidekeverlarven gevonden. De groei nam toe onder invloed van een hogere temperatuur. Dit maakt klimaatverandering een aannemelijkere oorzaak voor het frequenter optreden van Heidekeverplagen in de afgelopen 40-50 jaar (Staley, 2000).

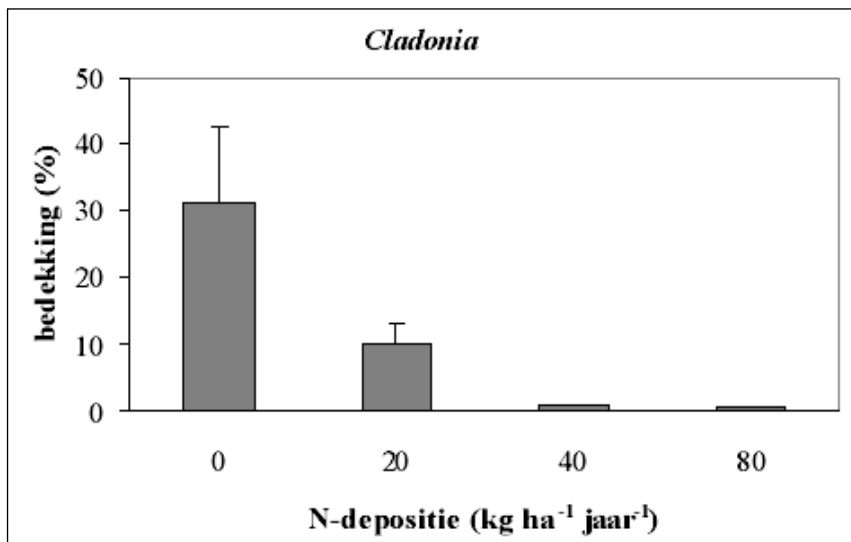
In Engeland is in een experiment gevonden dat winterschade bij struikheideplanten sterk toenam met oplopende stikstofgift (80 kg N/ha/j of meer, oftewel 5.712 mol N/ha/j of meer) gedurende zeven jaar, bij een achtergronddepositie van 1.428 mol N/ha/j (Carroll et al., 1999; zie de onderstaande figuur). Winterschade nam dus toe bij een stikstofgift van in totaal 7.140 mol N/ha/j of meer gedurende zeven jaar. Dit is een voor Nederlandse begrippen extreem hoge stikstofgift. Een dergelijk hoge depositie zal in Nederlandse Natura 2000-gebieden niet optreden. Op grond van de studie van Carroll et al. (1999) kan worden uitgesloten dat de heersende depositie in de Natura 2000-gebieden leidt tot stimulatie van het optreden van winterschade in droge heide.



Figuur 17 Effecten van langdurige bemesting met stikstof op het percentage door winterschade beschadigde uitlopers van Struikheide op heidevelden in 1996. ANOVA-analyse met significant effect van de behandeling ($P < 0,001$). Kolommen met dezelfde letter verschillen niet significant van elkaar ($P < 0,05$). 0= controle, 4= 40 kg/ha/j, 8=80 kg/ha/j; 12=120 kg/ha/j. Achtergronddepositie: 20 kg N/ha/j. 1 kg N/ha/j = 71,4 mol N/ha/j. Ontleend aan: Carroll et al., 1999.

Struikheideplanten gaan onder invloed van verhoogde stikstofdepositie sneller en groter groeien. Door de snellere groei van Struikheideplanten neemt de hoeveelheid licht op de bodem af, hetgeen nadelige effecten kan hebben op de bedekking van andere planten. Hierdoor kunnen ze succesvol concurreren met andere snelle groeiers, zoals grassen, hetgeen betekent dat het habitatype ook in stand kan blijven bij hogere stikstofdeposities. Tegelijkertijd kan dit leiden tot een afname van voor het habitatype kenmerkende soorten als korstmossen. Korstmossen zijn zeer gevoelig voor een verhoogde aanvoer van stikstof via depositie, met name in de vorm van ammoniak. Dit is onder andere aangetoond in korstmosrijke duingraslanden (Remke, 2009). Ook in droge heide is dit aangetoond. In een experiment in een droge heide in Zuid-Engeland bleek na 7 jaar behandeling met 7,7 of 15,4 kg N/ha/j (550 of 1.100 mol N/ha/j; bij een achtergronddepositie van 714 mol N/ha/j) dat de bedekking van korstmossen en de korstmossendiversiteit significant was verminderd (afname van 15% en 30%; uitgangssituatie was een bedekking van 48%). Deze afname werd niet veroorzaakt door directe toxische effecten van de aangevoerde stikstof, maar eerder door de toegenomen overschaduw door Struikheide. Mogelijk speelden ook lange termijn effecten van ammonium een rol in het functioneren van korstmossen (Barker, 2001; geciteerd in Kros et al., 2008). Op basis van het onderzoek van Barker (2001) is af te leiden dat een toename van de stikstofdepositie met 1 mol N/ha/j zou kunnen leiden tot een afname van de korstmossenbedekking van 0,03%. Dit is een verwaarloosbare afname.

Bij grotere stikstofgiften gedurende 3 jaar is in een struikheidevegetatie in Ierland een sterke afname van de korstmosbedekking vastgesteld (Tomassen et al., 2003). In de onderstaande figuur is de relatie tussen de stikstofgift en de korstmosbedekking weergegeven.



Figuur 18 Bedekking van korstmos (*Cladonia*) bij verschillende stikstofdeposities (0, 20, 40, 80 kg N/ha/j, oftewel respectievelijk 0, 1.425, 2.855, 5.710 mol N/ha/j) in proefvlakken in een droge heide in Ierland gedurende drie jaar. Ontleend aan: Tomassen et al. (2003). 0= geen N-additie (alleen invloed achtergronddepositie: tussen 6 en 11 kg N/ha/j, oftewel tussen 430 en 785 mol N/ha/j).

Een toename van de stikstofdepositie met 1 mol N/ha/j zou op basis van het onderzoek van Tomassen et al. (2003) kunnen leiden tot een afname van de korstmosbedekking van 0,01%. Dit is geen meetbaar of merkbaar effect.

Volgens Aptroot & Van Herk (2005) kan de afname van de soortenrijkdom van korstmossen niet alleen of altijd verklaard worden door verhoogde depositie van zwavel (in het verleden) of ammoniak. Voor sommige soorten, zoals IJslands mos, wordt de afname geweten aan de klimaatverandering: Nederland wordt steeds warmer en natter, en daarmee ongeschikter voor boreale soorten (Aptroot & Van Herk, 2005). Ook begrazing van natuurterreinen kan leiden tot een drastische afname van de soortenrijkdom en bedekking van korstmossen. In veel Nederlandse natuurgebieden worden tegenwoordig grote grazers ingezet voor het beheer; dit kan dus een bedreiging voor de korstmossen in heideterreinen vormen (Aptroot & Van Herk, 2005). Begrazing door grote grazers dient dus met beleid te gebeuren.

Verzuring

Droge heide is op zichzelf niet gevoelig voor verzuring, alleen locaties met iets minder zure of zwakgebufferde omstandigheden, zoals op locaties met leemhoudend materiaal aan de oppervlakte, zijn gevoelig voor verzuring. Ook een verhoogde ammonium/nitraat ratio kan negatieve effecten hebben op typische plantensoorten als Stekelbrem, Kruipbrem en Kleine schorseneer (Beije et al., 2012). Algemene, snelgroeiende grassen zoals Bochtige smeie, Pijpenstrootje en Borstelgras kunnen onder deze omstandigheden wel goed groeien (Van den Berg & Roelofs, 2005 en verwijzingen hierin). Ook Struikhei is niet gevoelig voor een hoog ammoniumgehalte. Door verzuring en uitspoeling kunnen daarnaast tekorten ontstaan in micronutriënten, hetgeen mogelijk nadelig is voor groei van planten en voor fauna (Beije et al., 2012).

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Begrazing

In heiden is sprake van een natuurlijke accumulatie van stikstof. Zonder beheer veranderen heiden in bos. Begrazing wordt van oudsher toegepast om de heide open te houden en houdt successie richting bos tegen. Tevens kan met begrazing een deel van de nutriënten worden afgevoerd. Voor instandhouding van de heide is begrazing alleen echter niet voldoende, want er wordt maar een beperkt deel van de nutriënten afgevoerd; het overgrote deel van de stikstof accumuleert in de bo-

dem. Toch kan per schaap per jaar enkele tientallen tot meer dan 100 mol N/ha worden afgevoerd (zie kader 'Afvoer van nutriënten door schapenbegrazing' in §3.4.1).

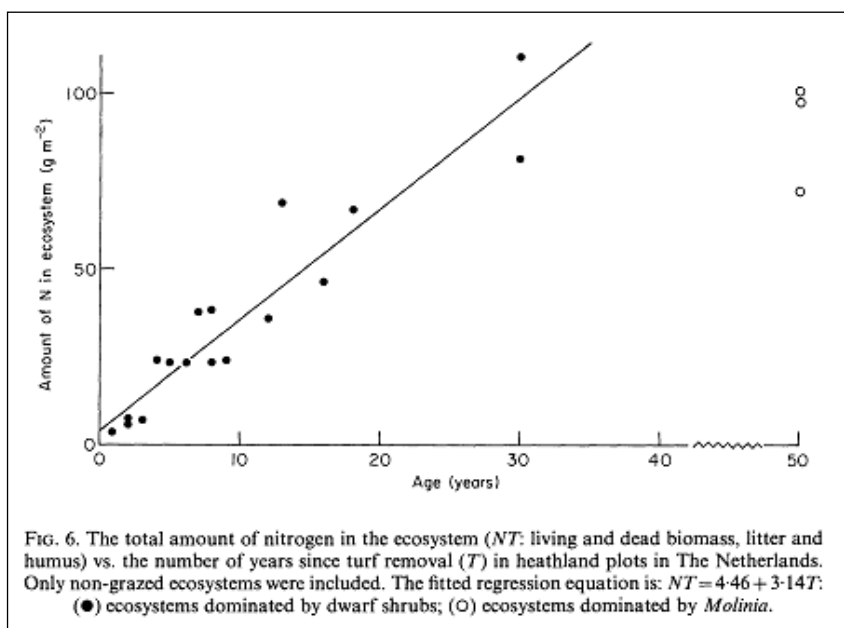
Plaggen

Door de natuurlijke accumulatie van stikstof en veroudering van de heide¹⁰ kan het op den duur nodig zijn om te plaggen. Plaggen is een goede manier om in vergraste en/of verouderde heiden de voedselarme condities te herstellen en wederom ontwikkeling van een soortenrijke heide mogelijk te maken. Plaggen wordt van oudsher toegepast in het heidebeheer (www.natuurkennis.nl); *Natuurtypen*; *Droge heiden*; *Droge heide*; *Droge heide*, geraadpleegd mei 2012).

Frequentie

Berendse (1990) onderzocht de hoeveelheid organisch materiaal en stikstof in heiden na plaggen. Het betrof locaties waar tussen één en vijftig jaar daarvoor was geplagd. In de tijd tussen het plaggen en het onderzoek vond er geen beheer (!) plaats in de onderzochte heiden. Het betrof niet-vergraste tot sterk vergraste heiden. De sterk vergraste heiden werden aangetroffen op de locaties waar vijftig jaar voor het onderzoek geplagd was.

In de eerste 20-30 jaar na het plaggen vond een grote toename van de biomassa, organische stof in de bodem en totale hoeveelheid stikstof in het systeem plaats. De jaarlijkse stikstofaccumulatiesnelheid (zie de onderstaande figuur) bedroeg circa 33 kg N/ha/j (2.356 mol N/ha/j) (Bobbink & Heil, 1993; geciteerd in Kros et al., 2008).



Figuur 19 Stikstofaccumulatie in heiden na plaggen. Ontleend aan: Berendse, 1990.

Uit het onderzoek van Berendse (1990) blijkt echter ook dat een hoge stikstofaccumulatie gedurende lange tijd geen gevolgen hoeft te hebben voor de vegetatiesamenstelling van droge heiden. Uit het feit dat er alleen sterke vergrassing was opgetreden op locaties waar vijftig jaar geleden was geplagd, blijkt dat het tientallen jaren duurt voordat er sterke vergrassing optreedt. Mogelijk was deze

¹⁰ Droge heiden kennen vier ontwikkelingsfasen: de pionierfase (0-6 jaar), opbouwfase (6-15 jaar), volwassen fase (15-25 jaar) en de verval-fase (25-40 jaar). In de laatste fase sterft de heidestruik af en neemt het aandeel van Struikheide in de vegetatie sterk af (www.natuurkennis.nl); *Natuurtypen*; *Droge heiden*; *Droge heide*; *Droge heide*, geraadpleegd mei 2012). Dan kan overwogen worden om te plaggen, waardoor de heide zich opnieuw kan ontwikkelen.

vergrassing niet opgetreden indien er na het plaggen regelmatig beheer was uitgevoerd. Daarnaast zou deze vergrassing het gevolg kunnen zijn van veroudering van de heide. Ook kan het niet optreden van vergrassing het gevolg zijn van het ontstaan van een compacte humuslaag, waarin stikstof wordt geïmmobiliseerd en Struikheide in het voordeel is.

In Figuur 16 in §3.4.4 is het verband weergegeven tussen de atmosferische stikstofdepositie en de frequentie waarin moet worden geplagd om vergrassing te voorkomen. De kritische depositiewaarde voor droge heide is 1.071 mol N/ha/j, oftewel 15 kg N/ha/j. Bij een dergelijke depositie moet ongeveer elke 60 jaar geplagd worden (al kan het wenselijk zijn eerder te plaggen, als de heide zich in de vervalfase bevindt) (afgeleid van Figuur 16; Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988).

Bij de depositieniveaus in de afgelopen decennia lag de maximale plagfrequentie op ongeveer eens per 20 jaar. Een dergelijke frequentie is te hoog voor succesvolle vestiging en voortplanting van alle typische soorten van droge heide. De huidige deposities in Nederland zijn over het algemeen echter lager, waardoor in de toekomst lagere plagfrequenties te verwachten zijn. Daarnaast is het zo, dat niet in elke droge heide een hoge plagfrequentie nodig was. Heiden op humuspodzolen zijn bijvoorbeeld minder vergrassingsgevoelig (en gemakkelijker te herstellen qua dominantie van Struikheide) dan heiden op moderpodzolen. Er zijn zelfs locaties bekend waar heidesystemen twee- tot driemaal de cyclus konden doorlopen zonder te vergrassen in de hoogtijdagen van de landelijke depositie. Voorbeelden daarvan zijn het Schotse heitje en het Greveld op de Veluwe (Beije et al., 2012).

Stikstofafvoer

Indien wordt geplagd in een goed ontwikkelde (zonder grassen) 20-jaar oude struikheidevegetatie kan 873 kg stikstof per ha (ofwel 62.332 mol N/ha (!)) worden afgevoerd, indien hierbij de bovengrondse biomassa, de strooisellaag en driekwart van de humuslaag wordt verwijderd (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988). De berekende stikstofafvoer is representatief voor de situatie in de jaren '80, toen de stikstofdepositie hoger was dan tegenwoordig. Het voorbeeld geeft een goed beeld van de ordegrootte van de afvoer van stikstof door plaggen.

In 2001-2002 zijn in een 10 tot 15 jaar oude droge heide in Duitsland de effecten van verschillende beheervormen op de nutriëntenvoorraad in vegetatie en bodem onderzocht. De achtergronddepositie op de locatie bedroeg 1.630 mol N/ha/j. Eén van de onderzochte beheervormen was plaggen. Hierbij werd de bovengrondse biomassa en de humuslaag (O-horizont) in het geheel verwijderd en werd in totaal 1.055 kg N/ha afgevoerd (75.400 mol N/ha (!)). Toen vervolgens ook drie centimeter van de A-horizont¹¹ werd verwijderd, werd hiermee nog eens ruim 600 kg N/ha afgevoerd (42.840 mol N/ha) (Härdtle et al., 2006).

Aandachtspunten

Indien verzuurde of verdroogde heiden worden geplagd kunnen de ammoniumconcentraties extreem hoog oplopen. Deze ammoniumophoping duurt één tot twee jaar en is zowel in droge als in vochtige heiden aangetroffen. Hierdoor ontstaat een vegetatie die soortenarm is en gedomineerd wordt door Struikheide. Soorten van iets minder zure omstandigheden keren niet terug. Oplossing voor dit probleem is het toepassen van bekalking na plaggen. Vooralsnog blijkt eenmalig plaggen en bekalken genoeg voor duurzaam herstel van de droge heide (Dorland et al., 2005; Bobbink, 2009). Bij de huidige depositieniveaus is een sterke verzuring door atmosferische depositie niet meer te verwachten (Van den Berg & Roelofs, 2005). Op locaties in heide en heischrale graslanden waar begin jaren negentig is geplagd, is nauwelijks vergrassing opgetreden en zijn ook de stikstofniveaus in de bodem nog bijzonder laag. In de periode van 1990-2001 is op 18 referentielocaties daarnaast vrijwel nergens een dalende trend in de bodem-pH vastgesteld (De Graaf et al., 2004).

¹¹ De A-horizont is een minerale horizont die is gevormd aan of nabij het oppervlak met veelal een accumulatie van gehumificeerd organisch materiaal in de minerale fractie.

Met name voor fauna is het van belang dat plagwerkzaamheden op kleine schaal worden uitgevoerd (stroken van maximaal 1-100 m²), waarbij relictpopulaties van zeldzame soorten (zoals Valkruid) en korstmossen moeten worden gespaard (Oosterbaan et al., 2008).

Kleinschalige plagwerkzaamheden brengen variatie in de vegetatieopbouw en structuur van de heide, en bieden daarmee kansen voor fauna (onder andere reptielen en insecten, die afwisseling in structuur nodig hebben) (Van Tooren et al., 2005) en korstmossen (Aptroot & Van Herk, 2005).

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 1.071 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 1.027 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overmatige stikstofdepositie kan in droge heide leiden tot verzuring en vermesting. De combinatie van deze storingsfactoren leidt tot verarming van de soortenrijkdom, toename van eutrafente soorten, vergrassing met Pijpenstrootje en versnelde successie. Ook in het Zwartven is door deze factoren in combinatie met te extensief beheer kwaliteitsverlies van de droge heide opgetreden. De vergrassing is alleen terug te dringen door het nemen van maatregelen als maaien, kleinschalig plaggen en begrazen. Het is niet duidelijk of dergelijke maatregelen zijn uitgevoerd.

Door de gevoeligheid van korstmossen voor stikstofdepositie kan de korstmosbedekking afnemen. Uit onderzoek van Barker (2001) en Tomassen et al. (2003) is af te leiden dat de maximale bijdrage van de voorgenomen activiteit (0,1 mol N/ha/j) zou kunnen leiden tot een afname van de korstmosbedekking van respectievelijk 0,002% en 0,001%. Dit is geen meetbaar of merkbaar effect.

De kwaliteit van de droge heide kan worden verbeterd door maaien, kleinschalig plaggen, het verwijderen van opslag en begrazen. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt op zichzelf niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van deze habitat en heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.6 Heischrale graslanden

Beschrijving

Heischrale graslanden komen in verschillende variaties voor op uiteenlopende bodemtypen. Op de hogere zandgronden komen heischrale graslanden zowel op vochtige (de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras) als op relatief droge standplaatsen (de Associatie van Liggend walstro en Schapengras) voor (Ministerie van LNV, 2008).

Heischrale graslanden komen voor op licht gebufferde, zwak zure tot matig zure, meestal sterk humeuze bodems. De voor dit habitatype kenmerkende plantensoorten zijn enerzijds kalkmijdend, maar zijn anderzijds zeer gevoelig voor het aluminium dat op zure standplaatsen meestal in het bodemvocht aanwezig is. We vinden ze daarom op zwak gebufferde standplaatsen. Deze komen in Nederland vaak voor in overgangssituaties, in ruimte óf in tijd, tussen basenrijke en zure standplaatsen. Dat maakt dat het type ondanks haar geringe oppervlakte toch zeer gevarieerd kan zijn zowel in soortensamenstelling als in onderliggende en sturende abiotische omstandigheden (Ministerie van LNV, 2008).

Het habitatype is op de meeste locaties gebonden aan een leemhoudende zandbodem, die zwak zuur tot zuur en voedselarm is en wordt gekenmerkt door een wisselende vochttoestand¹². Doorgaans betreft het een zone in de gradiënt van droge heide naar gebufferde vennen of naar beekdalgraslanden. Buffering vindt meestal plaats via grondwater dat in een deel van het jaar het maaiveld bereikt (Ministerie van LNV, 2008).

Een kenmerkende standplaats is aan de rand van laagtes en van beekdalen, in de overgang tussen regenwatergevoede heide enerzijds en door hard grondwater gevoede blauwgraslanden en vennen anderzijds. Ook kan het door verzuring ontstaan uit blauwgraslanden (H6410), als tussenstadium in de ontwikkeling naar zure heidevegetaties (Ministerie van LNV, 2008).

Meestal is stikstof limiterend voor de plantengroei, al kan in natte heischrale graslanden ook fosfaat limiterend zijn (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Droge schraalgraslanden; Droog schraalland; Heischraal grasland*, geraadpleegd mei 2012).

Natte heischrale graslanden worden ten minste gedurende één periode van het jaar beïnvloed door lokaal, zwak gebufferd grondwater, of soms schoon oppervlaktewater. De grondwaterstand bevindt zich gemiddeld 20 à 30 cm beneden het maaiveld, terwijl in droge perioden dalingen tot op meer dan 1 m diepte beneden het maaiveld optreden (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Droge schraalgraslanden; Droog schraalland; Heischraal grasland*, geraadpleegd mei 2012).

Droge heischrale graslanden liggen in inzijgingsgebieden en zijn voor hun buffering vooral afhankelijk van leemhoudend of minder verweerd bodemmateriaal (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Droge schraalgraslanden; Droog schraalland; Heischraal grasland*, geraadpleegd mei 2012).

Het traditionele beheer bestond uit hooien of extensieve begrazing. Er zijn aanwijzingen dat vroeger, voor de periode met hoge stikstofdepositie, minder frequent, om het jaar maaien genoeg was. Maaien, een keer per jaar in september, met afvoeren van het hooi is nu de meest aangewezen beheervorm. Andere beheervormen zijn minder geschikt. Voor grotere gebieden is eventueel een combinatie van maaien met nabegrazing mogelijk. In droge heischrale graslanden kan ook extensieve seizoensbegrazing, bijv. met heideschape een geschikte manier van beheren zijn (www.natuurkennis.nl, *Natuurtypen; Droge schraalgraslanden; Droog schraalland; Heischraal grasland*, geraadpleegd mei 2012).

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

Volgens Broekmeyer et al. (2011) komt deze habitat voor in het beschermd natuurmonument. Dit is gebaseerd op het voorkomen van Borstelgras en Liggende vleugeltjesbloem. Beide soorten zouden ook in heidevegetaties voor kunnen komen. In het aanwijzingsbesluit wordt het voorkomen van heischraal grasland niet vermeld. Ook op de beheertypenkaart 2014 is het voorkomen van deze habitat niet terug te zien en in de Landelijke Vegetatiedatabank zijn vanaf het moment van aanwijzing tot heden geen opnames gevonden die overeenkomen met deze habitat. Op basis van de luchtfoto van het gebied kan de aanwezigheid van deze habitat in het zuidwesten van het gebied echter toch niet worden uitgesloten, vandaar dat toch rekening wordt gehouden met de mogelijke aanwezigheid. Over de eventuele kwaliteit, de trend en het beheer van deze habitat, indien aanwezig, is geen informatie gevonden.

¹² Geldt voor 'pleistoceen' Nederland: deel van Nederland waarin tijdens het Pleistoceen de belangrijkste en meest bepalende geologische processen hebben plaatsgevonden, die bepalend zijn voor de huidige begroeiing en vegetatie.

Rol van stikstofdepositie

Vermesting, verzuring en verdroging

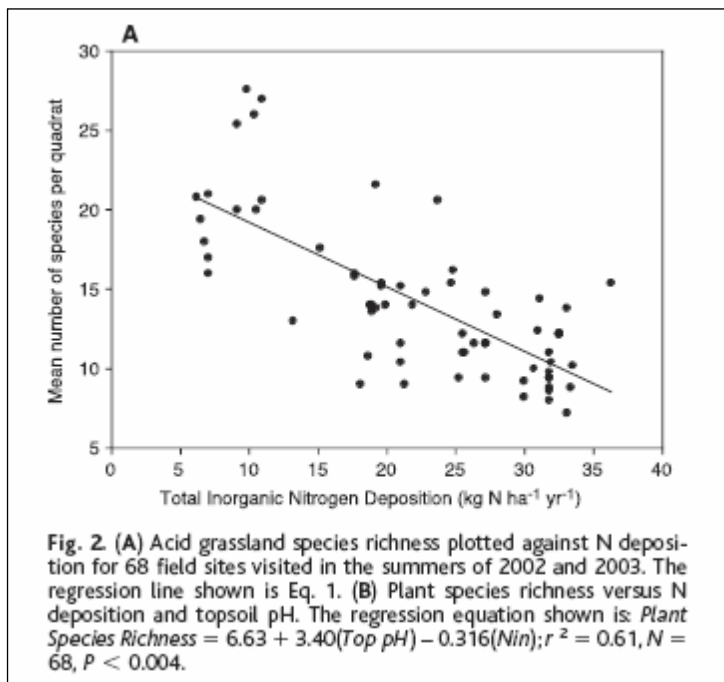
Heischrale graslanden zijn onder gunstige omstandigheden voornamelijk stikstof gelimiteerd. Dat betekent dat de hoeveelheid stikstof in het systeem dan beperkend is voor de groei van planten. De voor heischrale graslanden kenmerkende plantensoorten gedijen goed onder stikstofarme omstandigheden. Zodra de beschikbaarheid van stikstof toeneemt, verliezen deze planten de concurrentiestrijd met snelgroeiende, stikstofminnende grassen als Pijpenstrootje, Bochtige smele of Struisgras (Kros et al., 2008).

Goed ontwikkelde heischrale graslanden zijn afhankelijk van een actieve bodemfauna, die veel stikstof vastlegt, waardoor relatief weinig stikstof beschikbaar is voor de groei van planten. In slecht ontwikkelde heischrale graslanden is een verschuiving opgetreden van door bodemfauna geïmmobiliseerd stikstof naar voor planten beschikbaar stikstof. Dit leidt tot een grotere biomassaproductie maar ook een lagere soortendiversiteit (Kemmers et al., 2010).

Heischrale graslanden zijn dus zeer gevoelig voor stikstofdepositie, voor zowel de verzurende als de vermistende effecten ervan, al is het type gevoeliger voor de verzurende effecten (Bobbink et al., 2002). Hoe stikstofdepositie leidt tot verzuring is eerder in detail beschreven bij de effectenbeoordeling voor habitattype vochtige heide. De verzurende effecten van voornamelijk ammoniak leiden tot een daling van de pH (terwijl de kenmerkende soorten afhankelijk zijn van de zwak gebufferde omstandigheden), waardoor vervolgens accumulatie van ammonium gaat optreden (Bobbink et al., 2002). Onder deze omstandigheden kunnen soorten als Klokjesgentiaan en Valkruid niet goed groeien of kiemen. Algemene snelgroeiende soorten als Bochtige smele en Pijpenstrootje kunnen onder deze omstandigheden wel goed groeien (Van den Berg & Roelofs, 2005).

Mogelijk heeft verzuring van de bodem als gevolg van hoge depositie van stikstof ook negatieve effecten op bodemfauna, waardoor minder stikstof kan worden vastgelegd. Ook is het mogelijk dat de bodemfauna de verhoogde mineralisatie als gevolg van vermisting, verdroging of verzuring niet kan bijhouden.

Stevens et al. (2004) hebben onderzoek gedaan naar de effecten van stikstofdepositie op de soortenrijkdom van heischrale graslanden in Groot-Brittannië. Hiertoe hebben ze van 68 heischrale graslanden verspreid over de hele UK de soortenrijkdom en de atmosferische depositie bepaald. De atmosferische depositie varieerde tussen 6,2 - 36,3 kg N/ha/j (= 440 - 2.590 mol N/ha/j). De soortenrijkdom varieerde tussen 5 en 30 soorten per 4 m². Uit de vergelijking tussen soortenrijkdom en atmosferische depositie bleek dat er sprake is van een negatief verband: op de plekken met de laagste atmosferische depositie komen de meeste soorten voor, en omgekeerd. Wanneer de depositie met 2,5 kg N/ha/j (= 180 mol N/ha/j) toeneemt, is er één plantensoort minder aanwezig per oppervlakte-eenheid. Dit verband is weergegeven in de onderstaande figuur.



Figuur 20 Verband tussen soortenrijkdom en atmosferische stikstofdepositie in heischrale graslanden in de UK. Ontleend aan: Stevens et al., 2004

Uit het onderzoek van Stevens et al. (2004) valt af te leiden dat er in Zwartven onder de huidige condities dus sprake moet zijn van een verminderde soortenrijkdom. Bij de maximale achtergronddepositie op de locaties waar het habitatype voorkomt is een soortenrijkdom van circa 13 soorten te verwachten, zo blijkt uit het onderzoek van Stevens et al. (2004). Uit het onderzoek van Stevens et al. (2004) valt verder af te leiden dat de bijdrage van de voorgenomen activiteit niet zal leiden tot verdere degeneratie; de bijdrage is hiervoor te gering.

Effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen

Hooibeheer

Het reguliere beheer van heischrale graslanden bestaat uit jaarlijks hooibeheer. Dit leidt ertoe dat 1) verbossing wordt tegengegaan, 2) nutriënten worden afgevoerd en 3) vergrassers niet de overhand krijgen.

In het kader 'Afvoer van nutriënten door maaibeheer in graslanden' in §3.1.2 worden enkele voorbeelden gegeven van de verschraling die optreedt als gevolg van maaibeheer van graslanden. Daaruit blijkt dat er door maaibeheer van graslanden in het algemeen per jaar tientallen tot ruim honderd kilogram stikstof kan worden afgevoerd (in de genoemde voorbeelden gaat het om hoeveelheden van 40-120 kg N/ha/j; dit komt overeen met 2.800-8.500 mol N/ha/j).

Maaibeheer leidt in graslanden niet tot een afname van de concentratie stikstof in de biomassa maar wel tot een geleidelijke afname van de biomassaproductie (Bakker et al., 2002). Omdat er na verloop van tijd minder biomassa wordt afgevoerd, wordt er logischerwijs ook minder stikstof afgevoerd. Nadat verschraling was opgetreden was de jaarlijkse stikstofafvoer door maaibeheer ongeveer even groot als de jaarlijkse stikstofaanvoer door depositie (Bakker et al., 2002).

Uit een recent onderzoek van Kemmers et al. (2010) valt af te leiden dat de jaarlijkse stikstofafvoer door maaien specifiek in heischrale graslanden ($n=16$) lager is dan de hoeveelheid die er jaarlijks bijkomt door depositie (N-depositie bedroeg gem. 2.500 mol N/ha/j). Tevens blijkt uit dit onderzoek dat jaarlijks veel meer stikstof wordt vastgelegd (geïmmobiliseerd) door micro-organismen dan dat er jaarlijks door beheer wordt afgevoerd of dan wat er jaarlijks wordt aangevoerd door depositie. Dit

suggereert dat deze organismen veel competitiever zijn in het gebruiken van stikstof dan hogere planten.

Plaggen

In gedegenereerde heischrale graslanden waar sprake is van verzuring en vermesting door stikstofdepositie kan door middel van plaggen en daarna bekalken weer een soortenrijk heischraal grasland ontwikkeld worden. Hierbij is het wel van belang dat plagwerkzaamheden kleinschalig zijn en restpopulaties van zeldzamere soorten worden gespaard. Ook de timing van de plagwerkzaamheden is belangrijk: als zeldzamere soorten als Klokjesgentiaan eenmaal verdwenen zijn, komen ze na het plaggen niet zomaar terug (De Graaf et al., 2004; Dorland et al., 2005).

Indien er naast verzuring en vermesting door stikstofdepositie ook sprake is van verdroging, is plaggen alleen zinvol indien de knelpunten in de hydrologie kunnen worden opgelost. Ook in deze situatie wordt aanbevolen na het plaggen te bekalken.

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 857 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt maximaal 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 1.241 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Het is goed mogelijk dat dit habitatype niet voorkomt in het beschermd natuurmonument, maar het is er mogelijk wel te ontwikkelen.

Verzuring

Heischraal grasland is zeer gevoelig voor verzuring door atmosferische stikstofdepositie en dan met name de ammoniakdepositie. Bij verzuring neemt de soortenrijkdom af, waarbij karakteristieke en meer kritische soorten het eerst verdwijnen. Bij voortschrijdende verzuring zal het habitatype verdwijnen.

Indien deze habitat daadwerkelijk voorkomt in Zwartven, kan de kwaliteit behouden blijven door jaarlijks hooilandbeheer. Op vergraste locaties kan de kwaliteit worden verbeterd door maaibeheer, eventueel in combinatie met begrazing en kleinschalig plaggen. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit vormt hiervoor geen belemmering en heeft tevens geen invloed op de aard en omvang van de herstel- of ontwikkelmaatregelen.

Vermesting

Het habitatype is zeer gevoelig voor vermesting door stikstofdepositie. Hierdoor kan vergrassing optreden, hetgeen leidt tot achteruitgang van de soortenrijkdom. Heischraal grasland kan gedurende lange tijd in stand worden gehouden onder invloed van beheer. De afvoer van nutriënten via beheer is echter kleiner dan de aanvoer via depositie. Daarom is het van groot belang dat het beheer, in de vorm van maaien en/of begrazen voldoende intensief is en dat wordt ingespeeld op ontwikkelingen in de vegetatie. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit vormt hiervoor geen belemmering en heeft tevens geen invloed op de aard en omvang van de herstel- of ontwikkelmaatregelen.

Conclusie

De bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.7 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied

Voor beschrijving en belangrijke systeemfactoren, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer: zie bloemrijk grasland van het zand- en veengebied in §3.1.4.

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

Volgens de beheertypenkaart 2014 wordt in het Zwartven beheertype kruiden- en faunairijk grasland nagestreefd. Dit kan overeenkomen met natuurdoeltype 3.38 bloemrijk grasland of 3.32 nat, matig

voedselrijk grasland. Op basis van de kenmerken van het gebied wordt ingeschat dat het bloemrijk grasland (Kamgrasweide) betreft. Er zijn geen vegetatiegegevens die bevestigen dat dit vegetatietype daadwerkelijk in het gebied voorkomt, noch wordt de aanwezigheid vermeld in het aanwijzingsbesluit.

Het natuurdoeltype zou kunnen voorkomen in het zuidwesten van het gebied en in het zuidoosten (twee locaties). In het zuidoosten is de oppervlakte grazige vegetatie na 2005 afgenomen, zo blijkt uit luchtfoto's van het gebied. Hier is verbossing opgetreden. Mogelijk streeft het Brabants Landschap hier naar bosontwikkeling.

Effectbeoordeling

De KDW van het natuurdoeltype bedraagt 1.400 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). Ter plekke van potentieel geschikte locaties voor dit natuurdoeltype bedraagt de achtergronddepositie 1.673 - 2.098 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW van 273 - 698 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Het beheer van Kamgrasweiden bestaat uit beweiding. Het is niet bekend of er begrazing met vee plaatsvindt in het Zwartven of dat er wellicht sprake is van maaibeheer. De verbossing van de grazige vegetaties in het zuidoosten van het gebied duidt erop dat hier geen of hooguit zeer extensief beheer plaatsvindt. Blijkbaar streeft het Brabants Landschap hier naar bosontwikkeling.

Door middel van maai- of begrazingsbeheer kan het optreden van negatieve effecten als gevolg van een verhoogde stikstofdepositie, zoals verarming van de soortenrijkdom, vergrassing en verruiging, effectief worden tegengegaan. Zo kan de kwaliteit van het natuurdoeltype behouden worden cq. verbeterd. De geringe bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van het natuurdoeltype. De geringe stikstofdepositie vormt ook geen belemmering voor behoud en/of ontwikkeling van het natuurdoeltype en heeft geen invloed op aard, omvang en effectiviteit van herstelmaatregelen en regulier beheer. De stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

3.4.8 Bos van arme zandgronden

Voor beschrijving en systeemfactoren, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie bos van arme zandgronden in §3.1.5.

Voorkomen en kwaliteit in Zwartven

Volgens het aanwijzingsbesluit is er in het gebied 19 ha jong aangeplant naaldbos aanwezig en een kleinere oppervlakte niet nader gedefinieerd loofbos. Inmiddels is de oppervlakte bos waarschijnlijk afgenomen door maatregelen ten behoeve van herstel van stuifzandheide en zandverstuivingen, uitgevoerd door het Brabants Landschap. Volgens de beheertypekaart 2014 wordt in het Zwartven gestreefd naar beheertype Droog bos met productie, dit komt overeen met een multifunctionele afgeleide van natuurdoeltype 3.64 Bos van arme zandgronden. Ten tijde van het aanwijzingsbesluit bestond het beheer enkel uit het zo nu en dan uitvoeren van dunningen.

Effectbeoordeling

De KDW van het natuurdoeltype bedraagt 1.300 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). De achtergronddepositie in het gebied bedraagt 1.673 - 2.098 mol N/ha/j, waardoor sprake is van een overschrijding van de KDW van 373 - 798 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,006% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verwacht wordt dat de huidige kwaliteit van het bos in het Zwartven matig is, daar het voor een belangrijk deel om aangeplant jong naaldbos gaat. De kwaliteit van het bos zal verbeteren met veroudering en beheer gericht op ontwikkeling van een gevarieerd bostype. Dit kan door selectieve dun-

ningen, het stimuleren van de ontwikkeling van een natuurlijke ondergroei, kleinschalige verjonging en het verwijderen van exoten als de Amerikaanse vogelkers.

Het bostype is gevoelig voor vermesting door stikstofdepositie, maar de kwaliteit in dit gebied wordt voornamelijk bepaald door de leeftijd, ontstaanswijze en samenstelling van het bos, en niet door de hoogte van de stikstofdepositie. Er zijn goede mogelijkheden de kwaliteit te verbeteren, maar ontwikkeling van een gevarieerd en structuurrijk bos is wel een zaak van lange adem. De geringe stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit leidt niet tot meetbare of merkbare effecten en vormt geen belemmering voor verbetering van de kwaliteit van het aanwezige bos. De bijdrage heeft ook geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van maatregelen gericht op verbetering van de kwaliteit en regulier beheer. De stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

4 | Beschermde natuurmonumenten in Limburg

4.1 BN Rouwkuilen

Beschrijving

Het natuurgebied Rouwkuilen (ruim 56 hectare) wordt gevormd door een bosgebied en een daarin gelegen ven. Het ligt in een dekzandgebied ten oosten van de Peel. Het in het natuurmonument gelegen voedselarme ven is één van de weinige vennen die gespaard zijn bij de ontginningswerkzaamheden rond 1900 en in de eerste helft van de 20^e eeuw. In het ven is een in dikte variërende veenlaag aanwezig (Ministerie van CRM, 1979).

Zijn botanische betekenis ontleent het natuurmonument aan de vegetatie van het ven. Er worden plantengemeenschappen aangetroffen die kenmerkend zijn voor verschillende stadia van verlanding in een voedselarm tot matig voedselrijk milieu. Van de hogere plantensoorten die in het natuurmonument aanwezig zijn, kunnen worden genoemd Dopheide, Kleine zonnedauw, Veenpluis, Waterbies en Snavelzegge. Het deel van het natuurmonument dat uit bos bestaat is onlosmakelijk verbonden met het ven en is essentieel voor het in stand houden van de kwaliteiten van dit ven (Ministerie van CRM, 1979).

Ornithologisch is het ven met name van betekenis als broedplaats van Waterral en Zwarte stern. Voor watervogels en steltlopers biedt het ven een geschikte foerageerplaats (Ministerie van CRM, 1979).

Uit het oogpunt van natuurschoon ontleent het natuurmonument zijn kwaliteiten aan de door verscheidenheid gekenmerkte opbouw van het gebied op zichzelf en aan de markante positie die het inneemt ten opzichte van het sterk gecultiveerde omringende landschap (Ministerie van CRM, 1979).

Beschermde waarden

Op basis van de informatie in het aanwijzingsbesluit (Ministerie van CRM, 1979), de beheertypenkaart (bron.portaalnatuurenlanschap.nl/NatuurBeheerPlan, geraadpleegd juni 2015), Broekmeyer et al. (2011) en de Landelijke Vegetatie Databank (<http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/googlemapslvddata.aspx?meta=info>, geraadpleegd juni 2015) wordt ingeschat dat in het gebied de volgende vegetatietypen¹³ voorkomen:

- Ndt 3.14 Gebufferde poel en wiel
- H3160 Zure vennen
- H4010A Vochtige heiden (hogere zandgronden)
- Ndt 3.64 Bos van arme zandgronden

Het natuurdoeltype gebufferde poel en wiel (ndt 3.14) heeft een kritische depositiewaarde van >2.400 mol N/ha/j en is derhalve niet gevoelig voor stikstofdepositie (Bal et al., 2007). Negatieve effecten van de bijdrage van de voorgenomen activiteit op deze habitat wordt daarom op voorhand uitgesloten.

Voor de overige habitats wordt een beoordeling uitgevoerd van mogelijke effecten.

Het gebied is verder van belang als broedbiotoop voor Waterral en Zwarte stern en als foerageergebied voor watervogels en steltlopers (Ministerie van CRM, 1979). Deze vogelsoorten benutten de

¹³ Voorkomende vegetatietypen zijn vertaald in habitattypen of natuurdoeltypen.

genoemde habitattypen en natuurdoeltypen als leefgebied en worden derhalve in deze effectbeoordelingen meegenomen.



Figuur 21 Beschermd natuurmonument Rouwkuilen. Bron: Google earth pro.

Tabel 8 Achtergronddepositie in de relevante kilometerhokken van Rouwkuilen (RIVM, 2015) en bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA).

Km-hok	Totaal stikstof (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)
191 - 389	4.304	0,1
191 - 390 (deel ten zuiden van het ven)	3.240	

4.1.1 Zure vennen

Voor beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer: zie zure vennen in §3.4.3.

Voorkomen en kwaliteit in Rouwkuilen

Het aanwezige ven in Rouwkuilen was bij aanwijzing van het gebied als staatsnatuurmonument in 1979 een voedselarm ven met verschillende stadia van verlanding in een voedselarm tot matig voedselrijk milieu (Ministerie van CRM, 1979). Tegenwoordig ligt het gebied in één van de meest verzuurde regio's van Nederland vanwege de aanwezigheid van de omringende intensieve veehouderij. Het ven is door de verzuring soortenarm, met vooral Knolrus in de oeverzone, hoge Pitruspolen en op de drogere delen Pijpenstrootje (Provincie Limburg, 2006). Toch hebben soorten als Kleine

en Ronde zonnedaauw, Dopheide, Zwarte zegge, Snavelzegge en Veenpluis stand gehouden, ondanks dat verzuring en vergrassing heeft toegeslagen (Provincie Limburg, 2011).

Het ven ligt op een leemlaag, te midden van droge veldpodzolgronden, en heeft vermoedelijk een schijngrondwaterspiegel, aangezien er grote verschillen in grondwaterstand zijn gemeten rond het ven. Direct buiten de leemlaag is een veenlaag aanwezig waar sterke fluctuaties in grondwater zijn. Hoewel de veenlaag een stagnerende werking heeft, is bij langdurige droogte of sterke verdamping geen sprake meer van een grondwaterspiegel en treedt verdroging van het ven op. Dit verklaart ook de dominante aanwezigheid van Pitrus (Provincie Limburg, 2006). Het is niet bekend of beheer in en rond het ven plaatsvindt.

Vanaf eind jaren tachtig, toen het gebied reeds bekend stond als ernstig verzuurd, is het gebied zeker 10 jaar benut als veldlaboratorium om de effecten van verzuring te bestuderen. In die tijd is de verzurende depositie in het gebied flink afgenomen (Boxman & Roelofs, 2006). Ondanks dat de laatste jaren verbetering in de luchtkwaliteit bij Rouwkuilen is opgetreden, blijft verzuring het grootste probleem. De verzurende effecten van stikstofdepositie worden versterkt doordat sprake is van een te laag waterpeil om een voedselarm ven optimaal te kunnen realiseren. Doordat het gebied vrij geïsoleerd in een landbouwgebied ligt, is het een weinig kansrijk gebied voor verdrogingsbestrijding (Provincie Limburg, 2011).

Ook is sprake van een interne bron van eutrofiëring. Het ven werd vroeger namelijk door pluimveehouders gebruikt om de zogenaamde 'kippenmatten' schoon te spoelen. Hierdoor zijn de nodige fosfaten in het waterbodemsysteem opgeslagen (Provincie Limburg, 2006).

In 1998 was het terrein nog van grote waarde voor amfibieën vanwege de aanwezigheid van één van de weinige populaties Vinpootsalamanders, één van de belangrijkste Noord-Limburgse populaties Kamsalamanders en de aanwezigheid van de Kleine watersalamander (Provincie Limburg, 1998, geciteerd in Provincie Limburg, 2011). Bij amfibieënonderzoek in 2009 konden de Kamsalamander en Vinpootsalamander beide teruggevonden worden¹⁴ en werd daarnaast het voorkomen van Heikikker en Poelkikker vastgesteld. Hieruit blijkt dat het terrein nog van grote waarde is voor amfibieën.

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype bedraagt 714 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt 4.304 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van 3.590 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,002% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overmatige stikstofdepositie kan in zure vennen leiden tot verarming van de vegetatie. Hierbij treedt dominantie op van Knolrus in de waterlaag en Pijpenstrootje op de oever, die in de oorspronkelijke venvegetatie niet op de voorgrond treden. Beide soorten zijn ook in Rouwkuilen in het ven aanwezig. Als gevolg van de toegenomen plantengroei vormt zich een sliblaag in het ven. De kale zandige oevers en onderwaterbodems verdwijnen onder die sliblaag. Dominantie van Pijpenstrootje treedt met name op onder vermeste omstandigheden indien de hydrologische situatie niet optimaal is en de waterstanden 's zomers te diep weg zakken (Arts et al., 2012).

In Rouwkuilen is sprake van verzuring en vermesting. De verzurende effecten van stikstofdepositie worden versterkt doordat de hydrologie van het ven zelf niet optimaal is voor het habitatype zure vennen en er bij langdurige droogte of sterke verdamping verdroging van het ven optreedt. Hierdoor is de buffercapaciteit van het ven slechts beperkt en treedt verzuring sneller op. Herstel van de hydrologie wordt echter niet haalbaar geacht, vanwege het omliggende landbouwgebied (Provincie Limburg, 2011). De optredende vermesting van het ven wordt, naast de atmosferische stikstofdepositie, mede veroorzaakt door interne eutrofiëring, aangezien voormalig gebruik van het ven als spoelplaats voor kippenmatten hebben geleid tot flinke hoeveelheden fosfaat in de venbodem.

¹⁴ "Studenten vinden zeldzame amfibieën in Rouwkuilen", Peel en Maas Venray, 29 april 2009.

Ondanks de optredende verzuring en vermessing zijn in en rond het ven nog verschillende typische soorten van het habitatype aanwezig en is het ven van belang voor zeldzame amfibieënsoorten. De kwaliteit van het ven is te verbeteren door de vergraste oevers te maaien en plekken die overwoekerd zijn met Pijpenstrootje zeer lokaal te plaggen of weg te graven. Hierdoor wordt de dominantie van Pijpenstrootje doorbroken, kunnen karakteristieke soorten zich uitbreiden en worden nutriënten uit het systeem afgevoerd. Indien sprake is van een sliblaag op de bodem, kan deze verwijderd worden om daarmee ook de aanwezige fosfaat te verminderen en interne eutrofiëring tegen te gaan.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is zeer gering en zal met zekerheid niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit van het ven. Daarnaast is de depositietoename dermate gering dat deze geen invloed heeft op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele herstelmaatregelen die nodig de oppervlakte of kwaliteit van het ven te behouden en/of te herstellen. De bijdrage leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde en heeft geen invloed op de functie van het ven als broed- en foerageergebied voor watervogels en steltlopers.

4.1.2 Vochtige heiden (hogere zandgronden)

Voor beschrijving, belangrijke systeemfactoren, landelijke staat van instandhouding, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie vochtige heiden (hogere zandgronden) in §3.4.4.

Voorkomen en kwaliteit in Rouwkuilen

Rond het ven in Rouwkuilen is vochtige heide aanwezig. Er is sprake van vergrassing van de heide met Pijpenstrootje (Provincie Limburg, 2006; 2011); karakteristieke heidesoorten zouden uit het gebied verdwenen zijn¹⁵. Vochtige heide is afhankelijk van beheer, zoals begrazing of maaien en plaggen. Het is niet bekend of op welke manier de heide in Rouwkuilen beheerd wordt.

De vochtige heide heeft te maken met sterk fluctuerende grondwaterstanden, waarbij verdroging optreedt (Provincie Limburg, 2006). Dit versterkt de optredende verzuring in Rouwkuilen. Doordat het gebied vrij geïsoleerd in een landbouwgebied ligt, is het echter een weinig kansrijk gebied voor verdrogingsbestrijding (Provincie Limburg, 2011).

Vanaf eind jaren tachtig, toen het gebied reeds bekend stond als ernstig verzuurd, is het gebied zeker 10 jaar benut als veldlaboratorium om de effecten van verzuring te bestuderen. In die tijd is de verzurende depositie in het gebied flink afgenomen (Boxman & Roelofs, 2006). Desondanks blijft verzuring het grootste probleem (Provincie Limburg, 2011).

Effectbeoordeling

De KDW van het habitatype vochtige heiden van de hogere zandgronden bedraagt 1.214 mol N/ha/j. De achtergronddepositie bedraagt 3.240 - 4.304 mol N/ha/j. Er is derhalve sprake van een overschrijding van 2.026 - 3.090 mol N/ha/j. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,003% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Overmatige stikstofdepositie kan in vochtige heide leiden tot verzuring en vermessing. Vaak is tevens sprake van verdroging. De combinatie van deze storingsfactoren leidt tot verarming van de soortenrijkdom, toename van eutrafente soorten, vergrassing met Pijpenstrootje en versnelde successie.

In Rouwkuilen is sprake van ernstige verzuring en vermessing, gezien de optredende vergrassing met Pijpenstrootje. De verzurende effecten van stikstofdepositie worden versterkt doordat het habitatype te maken heeft met sterk fluctuerende waterstanden waarbij verdroging optreedt. Hierdoor is het habitatype minder gebufferd en daardoor gevoeliger voor verzuring.

De vergrassing met Pijpenstrootje duidt op vermessing, die naast de atmosferische stikstofdepositie, mede veroorzaakt kan worden door geen of te extensief beheer. De kwaliteit van het habitatype kan

¹⁵ "Een ven als een vieze boerensloot", Volkskrant, 26 juni 1999.

verbeterd worden door de vergrassing terug te dringen door het nemen van (extra) maatregelen, zoals maaien, kleinschalig plaggen en begrazen.

Daarnaast kan herstel van de hydrologie nodig zijn om de kwaliteit te verbeteren en de buffercapaciteit van de vochtige heide te herstellen. Herstel van de hydrologie wordt echter niet haalbaar geacht, vanwege het omliggende landbouwgebied (Provincie Limburg, 2011).

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is zeer gering en leidt op zichzelf met zekerheid niet tot meetbare of merkbare effecten op de kwaliteit van dit habitatype. Daarnaast is de depositietoename dermate gering dat deze geen invloed heeft op de aard, omvang en effectiviteit van beheer en herstelmaatregelen. De bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

4.1.3 Bos van arme zandgronden

Voor beschrijving en systeemfactoren, rol van stikstofdepositie, effectiviteit van beheer en effectgerichte maatregelen: zie bos van arme zandgronden in §3.1.5.

Voorkomen en kwaliteit in Rouwkuilen

Het ven en de heide van Rouwkuilen worden omringd door naaldbos. Het bos wordt gedomineerd door Grove den en bevat daarnaast Amerikaanse eik en Ruwe berk. De ondergroei bestaat vooral uit stikstofminnende soorten: bramen, Brede stekelvaren, Pijpenstrootje en Bochtige smele (Boxman et al., 2008).

In het gebied is duidelijk sprake van verzuring. Dit blijkt vooral uit hoge stikstofconcentraties en lage kalium- en magnesiumconcentraties in de naalden van de Grove dennen, die zorgen voor verminderde groei en voor vervorming van de bomen door verstoorde groei (Boxman, 2007; Boxman et al., 2008).

Effectbeoordeling

De KDW van bos van arme zandgronden bedraagt 1.300 mol N/ha/j (Smits et al., 2012). Deze KDW wordt in Rouwkuilen, waar de achtergronddepositie 3.240 - 4.304 mol N/ha/j bedraagt, met 1.940 - 3.004 mol N/ha/j overschreden. De voorgenomen activiteit leidt tot maximaal 0,003% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

De verhoogde stikstofdepositie in dit gebied leidt tot verstoorde verhoudingen tussen onder meer stikstof, kalium en magnesium. Dit leidt tot verstoorde en verminderde groei van de bomen. De verzuring als gevolg van stikstofdepositie leidt bovendien tot grotere strooiselophoping, wat onder andere de paddenstoelenflora negatief beïnvloedt. Daarnaast leidt de vermisting tot een ondergroei die bestaat uit stikstofminnende soorten.

Uit experimenten in Rouwkuilen, waarbij de stikstofdepositie middels een doorzichtig dak boven de bosbodem is teruggebracht naar 5 kg N/ha/j (357 mol N/ha/j), bleek binnen enkele jaren verbetering van de kwaliteit van het bos op te treden. Grove dennen groeiden beter, bramen verdwenen en varens kwamen minder voor. Er vestigden zich echter geen nieuwe soorten in de ondergroei, wat mogelijk te maken heeft met de aanwezigheid van een dikke, ondoordringbare organische strooisellaag. Daarentegen werden er wel kiemlingen van de Grove den gesignaleerd en werden 15 jaar later ook weer mycorrhiza-paddenstoelen gevonden (Boxman, 2007). Dit onderzoek heeft aangetoond dat de effecten van overmatige stikstofdepositie redelijk omkeerbaar zijn. Nu de PAS autonome daling van stikstofdepositie borgt, zal de kwaliteit van dit bostype daarvan profiteren.

Bij de huidige stikstofdepositie kan de kwaliteit van het bos reeds verbeterd worden door een combinatie van plaggen en bemesten met mineralen. Hierdoor worden grote hoeveelheden stikstof afgevoerd en de mineralen herstellen de voedingsstoffenbalans ten opzichte van stikstof in de bodem (Boxman, 2007). Door te plaggen kan bovendien de strooisellaag deels afgevoerd worden, waardoor er meer ruimte en kansen komen voor nieuwe soorten in de ondergroei. Aan de randen van het bos kan het effect van depositie verminderd worden door de bosranden met abrupte overgangen meer

gradueel op te laten lopen. Hiermee wordt tevens eventuele inwaai van ammoniak vanuit de omliggende agrarische bedrijven beperkt (De Schrijver et al., 2010).

De bijdrage van de voorgenomen activiteit is zeer gering en leidt met zekerheid niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van dit natuurdoeltype. Daarnaast is de stikstofdeposietoename dermate gering dat deze geen invloed heeft op de omvang, aard en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zijn om de bossen van arme zandgronden in dit gebied te behouden of te herstellen. De stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

5 | Cumulatie

5.1 Inleiding

Wat betreft cumulerende plannen en projecten is gekeken naar recent door bevoegd gezag – provincie Noord-Brabant en provincie Limburg – afgegeven vergunningen in het kader van de Natuurbeschermingswet.

Voor de effecten van stikstofdepositie op de relevante Natura 2000-gebieden is een melding onder de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) gedaan. Hierbij wordt cumulatie met andere plannen en projecten meebeschoofd. Beoordeling van cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden is daarom niet aan de orde. Dit hoofdstuk richt zich derhalve uitsluitend op de beoordeling van cumulatieve effecten op beschermde natuurmonumenten.

5.1.1 Provincie Noord-Brabant

In provincie Noord-Brabant zijn vergunningen voor veehouderijen buiten beschouwing gelaten, omdat de vergunningverlening voor deze bedrijfstak is geregeld via de regelingen stikstof op Natura 2000 en beschermde natuurmonumenten van de provincie Noord-Brabant en binnen deze regelingen toename van de depositie wordt gesaldeerd.

Op basis van de door bevoegd gezag verstrekte informatie is in Noord-Brabant één activiteit die in cumulatie met de TRI tot effecten op de Noord-Brabantse beschermde natuurmonumenten kan leiden. Het betreft een wijziging van het afvalverwerkend bedrijf Rendac te Son. Hiervoor heeft de provincie Noord-Brabant op 2 april 2015 een definitieve vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet afgegeven.

De wijziging van het afvalverwerkend bedrijf leidt tot een toename van de stikstofdepositie op de beschermde natuurmonumenten Dommelbeemden, Kavelen en Hildsven.

Uit de depositieberekeningen die zijn opgenomen in de definitieve vergunning blijkt dat de stikstofdepositie op BN Dommelbeemden een toename laat zien van maximaal 10,0 mol N/ha/j ten opzichte van de uitgangssituatie, op BN Kavelen is dit maximaal 5,5 mol N/ha/j en op BN Hildsven is de stikstofdepositietoename maximaal 0,6 mol N/ha/j (zie Tabel 9).

Tabel 9 Maximaal gecumuleerd planeffect.

Gebied	Achtergronddepositie (mol N/ha/j) in 2014	Bijdrage van VA (mol N/ha/j)	Bijdrage overige projecten (mol N/ha/j)	Maximaal gecumuleerd planeffect
Dommelbeemden	1.954 - 2.036	0,5	10,0	10,5
Kavelen	1.833	0,5	5,5	6,0
Hildsven	1.861 - 1.986	0,1	0,6	0,7

In de paragraaf 5.2 t/m 5.4 wordt voor de hierboven vermelde gebieden beoordeeld of er sprake kan zijn van significante cumulatieve effecten.

5.1.2 Provincie Limburg

Voor beschermde natuurmonumenten is in de provincie Limburg het “Beleidskader beschermde natuurmonumenten, Kader voor toetsing stikstofdepositie aan artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998” vastgesteld. Dit beleidskader heeft als hoofduitgangspunt het standstill-principe. Dit

houdt in dat er geen toename van stikstofdepositie mag zijn op enige plek in een beschermd natuurmonument ten opzichte van de referentiesituatie¹⁶.

Indien ten opzichte van de referentiesituatie sprake is van stikstofdepositietoename, dan wordt de vergunning – in geval uitsluitend sprake is van een economisch belang – slechts verleend wanneer de toename volledig wordt gesaldeerd.

Wanneer de vergunningaanvraag echter ook toeziet op andere dan economische belangen, zoals algemene, sociale of maatschappelijke belangen of belangen op het gebied van duurzaamheid, dan kunnen Gedeputeerde Staten op basis van alle betrokken belangen – welke voor het initiatief van A. Jansen BV zijn opgenomen in Bijlage 1 van deze rapportage – gemotiveerd afwijken van het hoofd-uitgangspunt dat er geen toename van stikstofdepositie is toegestaan.

Navraag bij provincie Limburg leert dat tot op heden geen aanvragen bij hen zijn binnen gekomen waarvoor op basis van belangenafweging gemotiveerd is afgeweken van het standstill-principe. Er bestaan momenteel derhalve geen plannen of projecten die – na eventuele saldering – tot stikstofdepositietoename op beschermde natuurmonumenten leiden. Dit betekent dat er geen sprake is van te cumuleren stikstofdepositie. Anders gezegd, de eventueel te cumuleren depositie bedraagt 0 mol N/ha/j. Het hoeft geen betoog dat hier geen additionele ecologische effecten uit voort zullen komen. Dit betekent dat de cumulatieve beoordeling (TRI + overige plannen/projecten) feitelijk al uitgevoerd is met de beoordeling van het effect van het initiatief van A. Jansen BV zelf.

5.2 BN Dommelbeemden

Voor informatie betreffende de aanwezige natuurwaarden en de beschrijving van het voorkomen in Dommelbeemden wordt verwezen naar paragraaf 3.1.

5.2.1 Geïsoleerde meander en petgat

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van geïsoleerde meanders en petgaten is 2.143 mol N/ha/j (Smits et al., 2012). Deze KDW wordt in Dommelbeemden, waar de achtergronddepositie 1.954 - 2.036 mol N/ha/j bedraagt, niet overschreden, ook niet met inachtneming van de cumulatieve depositietoename die tot een depositietoename van 10,5 mol N/ha/j (0,5% van de huidige ADW) leidt. Een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de cumulatieve depositietoename kan daarom worden uitgesloten. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels.

5.2.2 Blauwgraslanden

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van blauwgraslanden bedraagt 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). De achtergronddepositie van stikstof bedraagt op de locaties waar blauwgraslanden voorkomen 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 883 - 897 mol N/ha/j. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 894 - 908 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,5% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

¹⁶ De referentiesituatie is ofwel de milieuvergunde situatie op de aanwijzingsdatum van het beschermd natuurmonument, ofwel de laagst milieuvergunde situatie tussen 7 december 2004 en de datum waarop op de aanvraag om de vergunning ex artikel 16 Nbw een besluit wordt genomen. Met betrekking tot de vergunningaanvraag voor de TRI van A. Jansen BV betreft de referentiesituatie de bedrijfssituatie in 2012, waarvoor in 2014 een revisievergunning is verleend (zie paragraaf 2.2.2 voor een nadere toelichting hierop).

Verzuring

Bij overschrijding van de kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is dit habitatype gevoelig voor verzuring, met name wanneer tegelijkertijd sprake is van verdroging, waardoor de buffercapaciteit is aangetast. Bij verzuring treedt successie naar heischraal grasland op en verdwijnt het habitatype uiteindelijk. Bij lichte verzuring zal met name sprake zijn van afname van de soortenrijkdom.

In Dommelbeemden is een groot areaal Kleine zeggenschraalland aanwezig. Deze vegetaties zijn zuur en voedselarm en duiden erop dat de regenwaterinvloed in de wortelzone is toegenomen, en de invloed van kwel afgenomen. De afname van kwel zorgt voor verdroging en door de afname van de aanvoer van basenrijk water is verzuring opgetreden. Stikstofdepositie speelt geen of een ondergeschikte rol. Door herstel van de hydrologische omstandigheden wordt de buffercapaciteit op peil gehouden. Aangezien de blauwgraslanden langs de Dommel worden beheerd als Natte natuurparel, zal hier naar verwachting op ingezet worden.

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Aangezien stikstofdepositie geen of een ondergeschikte rol speelt, zal de cumulatieve depositie op zichzelf niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of de omvang van het habitatype. Deze heeft ook geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het habitatype te behouden of te herstellen.

Vermesting

Blauwgraslanden zijn gevoelig voor vermesting, wat leidt tot vergrassing van het habitatype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Voor vogels die het habitatype als foerageergebied benutten kan vergrassing zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren.

De aanwezigheid van een groot areaal Kleine zeggenschraalland indiceert echter dat in dit gebied sprake is van schrale condities. Het habitatype kan bovendien gedurende lange tijd in stand worden gehouden onder invloed van beheer. De graslanden in de Dommelbeemden worden gemaaid en/of beweid (Buro Bakker, 2004). Jaarlijks maaibeheer zorgt voor vergelijkbare of grotere afvoer van stikstof dan via atmosferische depositie wordt aangevoerd (Kemmers et al., 2010). Hiermee wordt ook een mogelijk effect van de cumulatieve depositie tegengegaan.

Conclusie

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Door herstel van de hydrologie en jaarlijks maaibeheer zijn er goede mogelijkheden om het habitatype te behouden en/of te herstellen. De cumulatieve depositie heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuuroeltype te behouden of te herstellen. De cumulatieve depositie leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde en heeft geen invloed op de functie die de habitat heeft als pleister- en foerageergebied voor zang- en roofvogels.

5.2.3 Dotterbloemgrasland van beekdalen

Effectbeoordeling

Dotterbloemgraslanden van beekdalen zijn gevoelig voor stikstofdepositie en hebben een kritische depositiewaarde van 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). De achtergronddepositie van stikstof bedraagt op de locaties waar Dotterbloemgrasland van beekdalen voorkomt 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 525 - 539 mol N/ha/j. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 536 - 550 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,5% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Dotterbloemgraslanden zijn gevoelig voor verzuring indien er sprake is van verdroging. Bij aanvoer van voldoende basenrijke kwel- of oppervlaktewater is voldoende buffercapaciteit aanwezig om de mogelijk verzurende effecten van stikstofdepositie op te vangen. Over de kwaliteit van het natuuroeltype is te weinig bekend om vast te stellen of er sprake is van verzuring. Gezien de ligging te midden van agrarisch gebied is het aannemelijk dat sprake is van verdroging. Bij herstel van de

hydrologische omstandigheden zal de buffercapaciteit op peil gehouden worden en zijn Dotterbloemgraslanden weinig gevoelig voor verzurende effecten van stikstofdepositie. De blauwgraslanden in dit gebied worden beheerd als Natte natuurschap, waardoor verwacht wordt dat ingezet wordt op verbetering van de hydrologie in het gebied. De Dotterbloemhooilanden zullen hiervan meeprofiteren.

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Aangezien stikstofdepositie geen of een ondergeschikte rol speelt, zal de cumulatieve depositie op zichzelf niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of de omvang van het habitatype. Deze heeft ook geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuurdoeltype te behouden of te herstellen.

Vermesting

Vermesting leidt tot verarming van de soortenrijkdom van Dotterbloemgraslanden en verzuivering door toename van de biomassa-productie. Voor vogels die het habitatype als foerageergebied benutten kan verzuivering zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren. In Dommelbeemden is verhoogde voedselrijkdom vooral het gevolg van het voormalig gebruik als productiegrasland. De percelen waar de voedselrijkdom te hoog is, worden nog verschaald. Het hooibeheer van de Dotterbloemgraslanden zorgt voor afvoer van voedingsstoffen. Hierbij wordt meer stikstof afgevoerd dan jaarlijks via stikstofdepositie wordt aangevoerd. Daarnaast is het beheer te intensiveren door nog een tweede maaibeurt in het najaar uit te voeren, waarmee de graslanden (verder) verschaald kunnen worden. Hiermee wordt ook een mogelijk effect van de cumulatieve depositie tegengegaan.

Conclusie

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Door herstel van de hydrologie en een- of tweemaal per jaar maaien zijn er goede mogelijkheden om het habitatype te behouden en/of te herstellen. De cumulatieve depositie heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuurdoeltype te behouden of te herstellen. De cumulatieve depositie leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde en heeft geen invloed op de functie die de habitat heeft als pleister- en foerageergebied voor zang- en roofvogels.

5.2.4 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van bloemrijke graslanden bedraagt 1.429 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Op de locaties waar dit natuurdoeltype voorkomt bedraagt de achtergronddepositie 1.954 - 1.968 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW met 525 - 539 mol N/ha/j. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 536 - 550 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,5% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Vermesting van bloemrijke graslanden kan leiden tot vergrassing van het natuurdoeltype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Voor vogels die in dit natuurdoeltype foerageren kan vergrassing zorgen voor verminderde beschikbaarheid van prooidieren.

De graslanden in Dommelbeemden worden gemaaid en/of beweid (Buro Bakker, 2004). Door middel van maai- of begrazingsbeheer kan het optreden van mogelijke negatieve effecten als gevolg van een verhoogde stikstofdepositie, zoals verarming van de soortenrijkdom, vergrassing en verzuivering, effectief worden tegengegaan. Zo kan de kwaliteit van het natuurdoeltype behouden blijven of verbeterd worden. Bovendien zal het maai-beheer dat onderdeel uitmaakt van het verschrallingsbeheer leiden tot verbetering van de kwaliteit en afname van de productiviteit van de percelen die uit agrarisch beheer zijn genomen.

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Door maai- en/of begrazingsbeheer zijn er goede mogelijkheden om het natuurdoeltype te behouden en/of te herstellen. De cumulatieve depositie heeft geen invloed op de

omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuurdoeltype te behouden of te herstellen. De cumulatieve depositie leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde.

5.2.5 Bos van arme zandgronden

Effectbeoordeling

Bossen van arme zandgronden zijn zeer gevoelig voor stikstofdepositie en hebben een kritische depositiewaarde van 1.300 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). Op de locaties waar deze bossen in Dommelbeemden voorkomen, bedraagt de achtergronddepositie 1.960 - 2.036 mol N/ha/j. De KDW wordt met 660 - 736 mol N/ha/j overschreden. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 671 - 747 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,5% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Bij overschrijding van de KDW is het habitattype met name gevoelig voor de vermistende effecten die kunnen leiden tot verzuuring en vergrassing van de ondergroei. Verzuuring kan daarnaast leiden tot grotere strooiselophoping, hetgeen de ontwikkeling van de paddenstoelenflora negatief kan beïnvloeden.

De aanwezige soorten in de ondergroei van het berken-eikenbos indiceren het optreden van vermistende in dit gebied. De kwaliteit van het berken-eikenbos en het productiebos kan worden verbeterd door met natuurlijk beheer meer variatie in structuur en leeftijd en een hogere soortenrijkdom te creëren. Periodiek dunnen of gaten kappen verhoogt het lichtaanbod op de bodem, waardoor het strooiselpakket versneld zal mineraliseren. Daarnaast zorgt deze maatregel voor verjonging van het bos waarbij meer boomsoorten de ruimte krijgen en de structuur en samenstelling van het bos verbeteren. Ook randenbeheer biedt gelegenheid voor verjonging en structuurvariatie, waarbij tevens middels het creëren van een geleidelijk oplopende bosrand de invang van stikstofdepositie gereduceerd kan worden (Wuyts et al. 2008b en 2009, beide geciteerd in De Schrijver et al. 2010). Met deze maatregelen kunnen nutriënten uit het systeem afgevoerd worden en kan het effect van stikstofdepositie gereduceerd worden.

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Door natuurlijk beheer, periodiek dunnen en randenbeheer zijn er goede mogelijkheden om het natuurdoeltype te behouden en/of te herstellen. De cumulatieve depositie heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuurdoeltype te behouden of te herstellen. Deze cumulatieve depositie leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde en heeft ook geen invloed op de functie die de bossen hebben als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels.

5.2.6 Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen is 1.875 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). In Dommelbeemden bedraagt de achtergronddepositie 1.954 - 2.036 mol N/ha/j en wordt de KDW met 79 - 161 mol N/ha/j overschreden. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 90 - 172 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,5% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuuring

Door de invloed van grond- of oppervlaktewater vindt buffering tegen verzuuring plaats. In het grootste deel van het Elzenzegge-Elzenbroekbos wordt de buffercapaciteit voldoende op peil gehouden om verzuuring tegen te gaan. Alleen langs de rand van het bos vormt verdroging een probleem. Dit betreft een marginale oppervlakte van het bos. De cumulatieve depositie zal daarom niet leiden tot een merkbaar of meetbaar effect op de kwaliteit of omvang van de habitat.

Vermesting

Beekbegeleidende bossen zijn alleen gevoelig voor vermisting door overmatige stikstofdepositie indien tegelijkertijd sprake is van verdroging en een hoge fosfaatbeschikbaarheid. De verdroging leidt dan tot interne eutrofiëring. Stikstofdepositie speelt hierin een ondergeschikte rol. Verdroging treedt in dit gebied alleen op over een marginale oppervlakte langs de rand van het bos (Buro Bakker, 2004). De cumulatieve bijdrage zal daarom niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit en oppervlakte van het habitatype leiden. Ook heeft de cumulatieve depositie geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zouden zijn om het bostype in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De bijdrage van de overige projecten in de cumulatieve depositie is maatgevend, de bijdrage van het plan zelf is zeer gering. Door verbetering van de hydrologie zijn er goede mogelijkheden om het habitatype te herstellen. De cumulatieve depositie heeft geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het natuurdoeltype te behouden of te herstellen. De cumulatieve depositie leidt niet tot aantasting van de natuurwaarde en heeft geen invloed op de functie die de habitat heeft als broed-, pleister- en foerageergebied voor vogels.

5.3 BN Kavelen

Voor informatie betreffende de aanwezige natuurwaarden en de beschrijving van het voorkomen in Kavelen wordt verwezen naar paragraaf 3.2.

5.3.1 Ruigten en zomen (droge bosranden)

Effectbeoordeling

De achtergronddepositie van stikstof bedraagt 1.833 mol N/ha/j. Dit betekent dat de KDW van droge bosranden (1.857 mol N/ha/j) niet wordt overschreden, ook niet met inachtneming van de cumulatieve depositie van 5,5 mol N/ha/j (0,3% van de huidige ADW) leidt. Een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit kan daarom worden uitgesloten.

5.3.2 Eiken-Haagbeukenbossen (hogere zandgronden)

Effectbeoordeling

De achtergronddepositie van stikstof bedraagt 1.833 mol N/ha/j. Er is sprake van een overschrijding van de KDW, die 1.429 mol N/ha/j bedraagt, van 404 mol N/ha/j. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 410 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,3% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Het type is gevoelig voor verzuring indien er sprake is van verdroging. Dat is ook het geval in De Kavelen. Herstel van de oorspronkelijke hydrologische situatie lijkt echter niet haalbaar. Op detailniveau zijn er misschien wel mogelijkheden om de hydrologische situatie te verbeteren, maar gezien de ligging van het gebied buiten de EHS en de geringe omvang hebben dergelijke maatregelen waarschijnlijk geen prioriteit bij de terreinbeherende organisatie. Op termijn zal het van oorsprong vochtige bostype daarom overgaan in een droger type. De cumulatieve depositie is gering en zal niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de samenstelling van het bos of de kwaliteit. De bijdrage heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele herstelmaatregelen die nodig zouden zijn om de milieuomstandigheden dermate te verbeteren dat wordt voldaan aan de randvoorwaarden van het oorspronkelijke soortenrijke vochtige bos in het natuurmonument.

Vermesting

Vermesting leidt tot verarming van de soortenrijkdom van de habitat en tot verruiging of het geheel verdwijnen van de ondergroei. Deze problemen spelen in De Kavelen en zijn waarschijnlijk het ge-

volg van de opgetreden verdroging en de daarbij vrijkomende nutriënten uit de bodem. Daarnaast kan ook de inwaai van nutriënten uit de directe omgeving een rol hebben gespeeld, evenals de atmosferische depositie. De kwaliteit van de habitat is matig tot slecht. Herstel van de kwaliteit wordt niet haalbaar geacht vanwege een aantal belemmerende factoren. De belangrijkste is dat de oorspronkelijke hydrologische situatie niet meer zal kunnen worden hersteld. Waarschijnlijk zal het type overgaan in een droger bostype.

De cumulatieve depositie is gering en zal niet leiden tot merkbare of meetbare effecten op de samenstelling van het bos of de kwaliteit. De depositietoename heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele herstelmaatregelen die nodig zouden zijn om de milieumomstandigheden dermate te verbeteren dat wordt voldaan aan de randvoorwaarden van het oorspronkelijke soortenrijke vochtige bos in het natuurmonument.

Conclusie

De cumulatieve depositie is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van het Eiken-Haagbeukenbos niet in gevaar brengt. Ook de functie die het bos heeft voor broedende zangvogels zal niet worden aangetast door de bijdrage van de voorgenomen activiteit.

5.4 BN Hildsven

Voor informatie betreffende de aanwezige natuurwaarden en de beschrijving van het voorkomen in Hildsven wordt verwezen naar paragraaf 3.3.

5.4.1 Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden is 2.143 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). In Hildsven is de achtergronddepositie lager, 1.861 - 1.986 mol N/ha/j, en wordt de KDW dus niet overschreden, ook niet met inachtneming van de cumulatieve depositie die tot een depositietoename van 0,7 mol N/ha/j (maximaal 0,04% van de huidige ADW) leidt. Hierdoor kan een negatief effect als gevolg van de stikstofdepositie door de voorgenomen activiteit worden uitgesloten. Dit geldt ook voor de functie die de habitat heeft voor de daarin aanwezige waterorganismen, broedvogels en trekvogels.

5.4.2 Blauwgraslanden

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is 1.071 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met 790 - 915 mol N/ha/j overschreden. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 791 - 916 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,04% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Bij overschrijding van de kritische depositiewaarde van blauwgraslanden is dit habitatype gevoelig voor verzuring, met name wanneer tegelijkertijd sprake is van verdroging, waardoor de buffercapaciteit is aangetast. Bij verzuring treedt successie naar heischraal grasland op en verdwijnt het habitatype uiteindelijk. Bij lichte verzuring zal met name sprake zijn van afname van de soortenrijkdom. Over de kwaliteit van het habitatype is te weinig bekend om vast te stellen of sprake is van verzuring. Gezien de ligging te midden van agrarisch gebied zal naar verwachting sprake zijn van verdroging. Herstel van de hydrologische omstandigheden houdt de buffercapaciteit van het habitatype op peil. Het is niet bekend of daar in dit gebied op ingezet zal worden en of daar überhaupt mogelijkheden voor zijn.

De cumulatieve depositie is dermate gering dat deze niet zal leiden tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van het habitatype. Deze heeft ook geen invloed op de omvang, aard

en effectiviteit van de maatregelen die nodig kunnen zijn om de oppervlakte en kwaliteit van het habitatype te behouden of te herstellen.

Vermesting

Blauwgraslanden zijn gevoelig voor vermesting, wat leidt tot vergrassing van het habitatype en daardoor achteruitgang van de soortenrijkdom. Het habitatype kan echter gedurende lange tijd in stand worden gehouden onder invloed van beheer. Jaarlijks maaibeheer zorgt voor vergelijkbare of grotere afvoer van stikstof dan via atmosferische depositie wordt aangevoerd (Kemmers et al., 2010). De geringe cumulatieve depositie heeft geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig zijn om de blauwgraslanden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De cumulatieve depositie is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van blauwgraslanden niet in gevaar brengt.

5.4.3 Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen is 1.875 mol N/ha/j (Van Dobben et al., 2012). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met maximaal 111 mol N/ha/j overschreden. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 1.862 - 1.987 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,04% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Verzuring

Door de invloed van grond- of oppervlaktewater vindt buffering tegen verzuring plaats. Aangezien de broekbossen in Hildsven direct naast het ven staan, wordt verwacht dat verdroging hier geen (grote) rol speelt en de buffercapaciteit derhalve voldoende op peil wordt gehouden om verzuring tegen te gaan. De geringe cumulatieve depositie zal niet leiden tot een merkbaar of meetbaar effect op de kwaliteit of omvang van de habitat.

Vermesting

Beekbegeleidende bossen zijn alleen gevoelig voor vermesting door overmatige stikstofdepositie indien tegelijkertijd sprake is van verdroging en een hoge fosfaatbeschikbaarheid. De verdroging leidt dan tot interne eutrofiëring. Stikstofdepositie speelt hierin een ondergeschikte rol. Verwacht wordt dat verdroging in dit gebied geen (grote) rol speelt. De cumulatieve depositie is bovendien dermate gering dat deze niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit en oppervlakte van de habitat leidt. De cumulatieve depositie heeft tevens geen invloed op de aard, omvang en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zouden zijn om het bostype in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

Conclusie

De cumulatieve depositie is dermate gering dat deze behoud, en zonodig herstel, van de vochtige alluviale bossen van het subtype beekbegeleidende bossen niet in gevaar brengt.

5.4.4 Bos van arme zandgronden

Effectbeoordeling

De kritische depositiewaarde van bos van arme zandgronden bedraagt 1.300 mol N/ha/j (Bal et al., 2007). Deze KDW wordt in Hildsven, waar de achtergronddepositie 1.861 - 1.986 mol N/ha/j bedraagt, met 561 - 686 mol N/ha/j overschreden. Met inachtneming van de cumulatieve depositietoename bedraagt dit 562 - 687 mol N/ha/j. De cumulatieve depositie leidt tot maximaal 0,04% stikstofdepositietoename ten opzichte van de huidige achtergronddepositie.

Ook bij verhoogde stikstofdepositie kan het natuurdoeltype zich lang handhaven met regulier beheer. Door de zure standplaats zijn bossen van arme zandgronden niet zo gevoelig voor de verzurende effecten van stikstofdepositie. Hakhoutbeheer of bosbegrazing kan toegepast worden om nutriënten af te voeren wanneer vermesting plaats vindt, en voor bodemberoering om nieuwe soorten een kans te geven. Het effect van depositie op met name de randen van het bos kan verminderd worden door de bosranden met abrupte overgangen meer gradueel op te laten lopen. Hiermee wordt tevens eventuele inwaai van ammoniak vanuit de omliggende agrarische percelen beperkt.

De cumulatieve depositie is dermate gering dat deze niet tot merkbare of meetbare effecten op de kwaliteit of omvang van dit natuurdoeltype leidt. Daarnaast heeft de stikstofdepositie geen invloed op de omvang, aard en effectiviteit van eventuele maatregelen die nodig zijn om de bossen van arme zandgronden in goede kwaliteit te behouden of te herstellen.

6 | Conclusie

De effecten van de realisatie en ingebruikname van de Thermische Reinigingsinstallatie in Son op de relevante beschermde natuurmonumenten zijn beoordeeld. Hierbij is gekeken naar de waarden die genoemd zijn in de aanwijzingsbesluiten van de beschermde natuurmonumenten, de actuele waarden en de potenties. In veel gevallen wijken de waarden die genoemd zijn in het aanwijzingsbesluit af van de actuele waarden, als gevolg van een veelvoud aan factoren. Voor de beoordeling is uitgegaan van behoud en ontwikkeling van de actuele waarden en potenties. Dit blijkt in alle gevallen te realiseren door middel van passend beheer en herstelmaatregelen.

De bijdrage van de voorgenomen activiteit zal op zichzelf en in cumulatie met andere relevante plannen en projecten niet tot negatieve effecten op de beschermde waarden in de beschermde natuurmonumenten leiden. Ook heeft deze geen effect op de omvang, aard en effectiviteit van de maatregelen die nodig zijn om de waarden te behouden of te herstellen. De bijdrage van de voorgenomen activiteit leidt dus niet tot aantasting van de wezenlijke waarden en kenmerken van de beschermde natuurmonumenten.

Beschermde Natuurmonument	Depositiebijdrage van VA (mol N/ha/j)	Significant effect?
Dommelbeemden	0,5	Nee
Kavelen	0,5	Nee
Hildsven	0,1	Nee
Zwartven	0,1	Nee
Rouwkuilen	0,1	Nee

Tabel 10 Beschermde natuurmonumenten met een bijdrage gelijk aan of groter dan 0,1 mol N/ha/j door de voorgenomen activiteit, de bijdrage van de voorgenomen activiteit (VA) aan de stikstofdepositie op het betreffende gebied en de conclusie of in het gebied wel of geen significant effect optreedt als gevolg van de voorgenomen activiteit.

7 | Literatuur en bronnen

- Anoniem (2011); A2 's Hertogenbosch - Eindhoven: Natuurbeschermingswet 1998 Deel A: Voortoets Natura 2000-gebied Vlijmens Ven, Moerputten & Bossche Broek en Beschermde Natuurmonument De Kavelen.
- Aptroot, A. & Van Herk, K. (2005); Herstel van korstmossen op de heide. *De Levende Natuur* 106 (5): 232-234.
- Arcadis (2015); Stikstofdepositie onderzoek realisatiefase TRI en (voor)opslagloods A. Jansen B.V. te Son. Rapportnr. 078430535:C – definitief. 4 juni 2015. In opdracht van A. Jansen B.V.
- Arnolds, E. & Veerkamp, M.T. (2008); Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht. Geciteerd in Huiskes et al., 2012.
- Arts, G.H.P., Brouwer, E. & Smits, N.A.C. (2012); Herstelstrategie H3130: Zwakgebufferde vennen.
- Arts, G.H.P., E. Brouwer, Horsthuis, M.A.P. & N.A.C. Smits (2012); Herstelstrategie H3160: Zure vennen.
- Bakker, J.P., Elzinga, J.A. & De Vries, Y. (2002); Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107-120.
- Bakker, T., Everts, H., Jungerius, P., Ketner-Oostra, R., Kooijman, A., Van Turnhout, C. & Esselink, H. (2003); Preadvies Stuifzanden. Rapport EC-LNV nr. 2003/228-O. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede/Wageningen.
- Bal, D., Beijer, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., Van Opstal, A.J.F.M. & Van Zadelhoff, F.J. (2001); Handboek Natuurdoeltypen. Ministerie van LNV, Den Haag
- Bal, D., Beijer, H., Van Dobben, H., Van Hinsberg, A. (2007); Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen.
- Barker, C.G. (2001); The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition. University of London.
- Berendse, F. (1990); Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology* 78: 413-427.
- Beijer, H.M., Aptroot, A., Smits, N.A.C. & Sparrius, L.B. (2012); Herstelstrategie H2310: Stuifzandheiden met struikhei.
- Beijer, H.M., Hommel, P.W.F.M., De Waal, R.W. & Smits, N.A.C. (2012); Herstelstrategie H91E0C: Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)
- Blindow, I. (1988); Phosphorus toxicity in Chara. *Aquatic Botany* 32: 393-395. Geciteerd in Arts et al., 2012.
- Bobbink, R. & Heil, G.W. (1993); Atmospheric deposition of sulphur and nitrogen on heathland ecosystems. In: Aerts, R. & Heil, G.W. (eds.) *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Geciteerd in Kros et al., 2008.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. & Van den Wyngaert, I.J.J. (2002); Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update.
- Boxman, A.W. (2007); Bos onder dak. Langetermijneffecten van stikstofdepositie in bos. *Vakblad Natuur Bos Landschap* (januari 2007): 20-23.

- Boxman, A.W. & Roelofs, J.G.M. (2006); Effects of liming, sod-cutting and fertilization at ambient and decreased nitrogen deposition on the soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 237: 237-245.
- Boxman, A.W., Peters, R.C.J.H. & Roelofs, J.G.M. (2008); Long term changes in atmospheric N and S throughfall deposition and effects on soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Environmental Pollution* 156: 1252-1259.
- Broekmeyer, M.E.A., Bijlsma, R.J. & Nieuwenhuizen, W. (2011); Beschermde natuurmonumenten. Stand van zaken 2010 en toekomstige bescherming. Alterra-rapport 2132. Alterra, Wageningen UR, Wageningen.
- Bruggink, M. (1987); Nutriëntenbalans van droge zandgrondvegetaties in verband met eutrofiëring via de lucht; deel 3 Beheersadvies voor beheerders van heideterreinen in Nederland. Stichting Milieubeleid en Ekologie/Vakgroep Botanische Oecologie RUU, Nijmegen/Utrecht. Geciteerd in Elbersen et al., 2003.
- Buro Bakker (2004); Vegetatiekartering Limburg - Oost-Brabant Dommelbeemden 2003. Buro Bakker adviesburo voor ecologie te Assen, in opdracht van Staatsbosbeheer regio Limburg - Oost-Brabant.
- Buro Bakker (2014); Passende beoordeling Thermische Reinigingsinstallatie Son. Buro Bakker adviesburo voor ecologie te Assen, in opdracht van ECD Milieumanagement.
- Bijlsma, R.J., Aptroot, A., Van Dort, K.W., Haveman, R., Herk, C.M., Kooijman, A.M., Sparrius, L.B. & Weede, E.J. (2009); Preadvies mossen en korstmossen. Rapport DK nr. 2009/dk104-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Clevering, O.A. & Visser, A.J. (2005); Beheeradvies grasbufferstroken voor het project Actief Randenbeheer Brabant. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen.
- Colaris, W.J.J. (1998); Natuur van Het Gooi, kansen voor duurzaam behoud. Proefschrift Universiteit van Amsterdam. Geciteerd in Bijlsma et al., 2009.
- Daniels, F.J.A. & Krueger, O. (1996); Veranderingen in droge stuifzandbegroeiingen bij Kootwijk na kappen en verwijderen van Grove dennen. *Stratios* 13: 37-56. Geciteerd in Bakker et al., 2003 en Bijlsma et al., 2009.
- De Graaf, M., Verbeek, P., Robat, S., Bobbink, R., Roelofs, J., De Goeij, S. & Scherpenisse, M. (2004); Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O.
- De Keersmaeker, L., Martens, L., Verheyen, K., Hermy, M., De Schrijver, A., Lust, N., (2004); Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in muizen forest (belgium) *Forest Ecol. Manag.* 188(1-3): 291-304. Geciteerd in Beije et al., 2012
- De Mars, H. (1996); Chemical and Physical Dynamics of Fen Hydro-ecology. PhD. Thesis, Utrecht University, The Netherlands. Geciteerd in Van der Hoek, 2005.
- Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (2010); Boscologie en bosbeheer. Eerste druk. Acco Leuven / Den Haag.
- De Schrijver, A., Geudens, G., Augusto, L., Staelens, J., Mertens, J., Wuyts, K., Gielis, L. & Verheyen, K. (2007); Forest type effect on throughfall deposition and seepage flux: A review. *Oecologia* 153: 663-674. Geciteerd in De Schrijver et al., 2010.
- De Schrijver, A., Wuyts, K., Van Nevel, L. & Mohren, F. (2010); Nutriëntenbeheer. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (red.): Boscologie en Bosbeheer. Acco Leuven, Den Haag.
- Dorland, E., Bobbink, R. & Brouwer, E. (2005); Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106: 204-207.

- ECD milieumanagement (2014); Mededeling m.e.r. voor het oprichten van een thermische reinigingsinstallatie voor teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) en andere minerale afvalstoffen. Son, A. Jansen B.V. In opdracht van A. Jansen B.V. te Son.
- Egloff, T. (1983); Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion). Düngungsexperiment im unteren Reusstal. Berichte des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rübel, Zürich 50: 119-148. Geciteerd in Van der Hoek, 2005.
- Elbersen, B.S., Kuiters, A.T., Meulenkamp, W.J.H. & Slim, P.A. (2003); Schaapskuddes in het natuurbeheer. Economische rentabiliteit en ecologische meerwaarde. Alterra-rapport 735. Alterra, Wageningen.
- Grootjans, A.P. (1985); De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras- en hooilandplanten. Laboratorium van Plantenecologie Rijksuniversiteit Groningen, Haren. Geciteerd in Van der Linden et al., 1996.
- Güsewell, S. & Koerselman, W. (2002); Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. Perspectives in Ecology, Evolution and Systematics 5: 37-61. Geciteerd in Van der Hoek, 2005.
- Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Assmann, T. & Fottner, S. (2006); Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems. Journal of Applied Ecology 43: 759-769.
- Henricsson, M. (1976); Nutritional studies of *Chara globularis* Thuill., *Chara zeylanica* Willd., and *Chara haitensis* Turpin. Thesis, Uppsala, Sweden. Geciteerd in Arts et al., 2012.
- Hommel, P.W.F.M., Den Ouden, J., Huiskes, H.P.J., Ozinga, W.A. & Smits, N.A.C. (2012); Herstelstrategie H9190: Oude eikenbossen.
- Huiskes, H.P.J., Bal, D., Ozinga, W.A., Slings, R., Smits, N.A.C. & Wallis de Vries, M.F. (2012); Herstelstrategie H6430C: Ruigten en zomen (droge bosranden).
- Jungerius, P.D. (red.) (2006); Vooronderzoek voor het herstel van zandverstuiving Rozendaalse Zand. Stichting Geomorfologie en Landschap, Ede. Geciteerd in Bijlsma et al., 2009.
- Jungerius, P.D. & Riksen, M.J.P.M. (2010); Contribution of laser altimetry images to the geomorphology of the Late Holocene inland drift sands of the European Sand Belt. Baltica 23: 59-70. Geciteerd in Smits et al., 2012.
- Kemmers, R., Bloem, J. & Faber, J. (2010); Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden; Effecten op de vegetatie. Wageningen. Alterra, Alterra-rapport 1979.
- Ketner-Oostra, R., Van der Peijl, M.J. & Sýkora, K.V. (2006); Restoration of lichen diversity in grass-dominated vegetation of coastal dunes after wildfire. Journal of Vegetation Science 17: 147-156.
- Kooijman, A.M., Besse, M. & Haak, R. (2005); Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge Duinen. Eindrapport fase 2. Rapport DK nr. 2005/dk008-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Koster, E.A. (2010); Origin and development of Late Holocene drift sands: geomorphology and sediment attributes. In: Fanta, J. & Siebel, H. (eds) Inland drift sand landscapes. KNNV Publishing, Zeist. Geciteerd in Smits et al., 2012.
- 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. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1698.
- Lamers, L., Geurts, J., Bontes, B., Sarneel, J., Pijnappel, H., Boonstra, H., Schouwenaars, J., Klinge, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Van Donk, E., Verberk, W., Kuijper, B., Esselink, H. & Roelofs, J. (2006); Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eind-

rapportage 2003-2006 (Fase 1). Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Geciteerd in Arts et al., 2012.

- Lamers, L.P.M., Sarneel, J., Geurts, J., Dionisio Pires, M., Remke, E., Van Kleef, H., Christianen, M., Bakker, L., Mulderij, G., Schouwenaars, J., Klinge, M., Jaarsma, N., Van der Wielen, S., Soons, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Van Donk, E., Verberk, W., Esselink, H. & Roelofs, J. (2010); Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Rapport DKI nr. 2010/dk134-O.
- Londo, G. (1991); Natuurbeheer in Nederland, deel 4: Natuurtechnisch bosbeheer. Pudoc, Wageningen. Geciteerd in Beijer et al., 2012.
- Louis Bolk Instituut (2010); Evenwichtige vershraling van natuurpercelen. Eindverslag 2007-2009. Publicatienummer 2010-022 LbP.
- Ministerie van CRM (1973); Aanwijzingsbesluit Staatsnatuurmonument Kavelen.
- Ministerie van CRM (1977); Aanwijzingsbesluit Beschermd Natuurmonument Dommelbeemden.
- Ministerie van CRM (1977); Aanwijzingsbesluit Beschermd Natuurmonument Hildsven.
- Ministerie van CRM (1977); Aanwijzingsbesluit Staatsnatuurmonument Dommelbeemden.
- Ministerie van CRM (1979); Aanwijzingsbesluit Staatsnatuurmonument Rouwkuilen.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1992); Aanwijzingsbesluit Beschermd Natuurmonument Zwartven.
- Ministerie van LNV (2008); Profielendocument habitattypen.
- Nijssen, M., Riksen, M.J.P.M., Sparrius, L., Bijlsma, R.J., Van den Burg, A., Van Dobben, H., Jungerius, P., Ketner-Oostra, R., Kooiman, A., Kuiters, L., Van Swaay, C., Van Turnhout, C. & De Waal, R. (2011); Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van stuifzanden. OBN stuifzandonderzoek 2006-2010. Rapport nr. 2011/OBN144-DZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Oomes, M.J.M. (1990); Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands. *Journal of Vegetation Science* 1: 333-338. Geciteerd in Oosterbaan et al., 2008.
- Oosterbaan, A., De Jong, J.J., Kuiters, A.T. (2008); Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1669.
- Pegtel, D.M. (1983); Ecological aspects of a nutrient-deficient wet grassland (*Cirsio-Molinietum*). *Verhandl. Ges. Ökol.* 10: 217-228. Geciteerd in Van der Hoek, 2005.
- Pigott, C.D. (1971); Analysis of the response of *Urtica dioica* to phosphate. *New Phytol.* 70: 953-966. Geciteerd in Beijer et al., 2012.
- Provinciebestuur West-Vlaanderen (2000); Veldgids; Ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen.
- Provincie Gelderland (2015); Notitie vergunningverlening – kader toetsing stikstof. Versie mei 2015.
- Provincie Noord-Brabant (2007); Natuurgebiedsplan 'Dommeldal-Noord'. Streefbeelden en subsidies voor natuur en landschap.
- Provincie Noord-Brabant (2014); Ontwerpbeschikking voor vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 voor Lamb Weston/Meijer VOF voor de uitbreiding van een frietfabriek in Bergen op Zoom. Juni 2014.
- Provincie Limburg (2011); Gebiedsnummer 31. Rouwkuilen. Versie 8 februari 2011.
- Remke, E. (2009); Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis, Radboud University Nijmegen.

- Riksen, M.J.P.M., Ketner-Oostra, R., Van Turnhout, C., Nijssen, M., Goossens, D., Jungerius, P.H. & Spaan, W. (2006); Will we lose the last active inland drift sands of western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in The Netherlands. *Landscape Ecology* 21: 431-447. Geciteerd in Smits et al., 2012.
- RIVM (2015); Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapportage 2014. RIVM Rapport 680363002/2014.
- Roelofs, J.G.M., De Graaf, M.C.C., Verbeek, P.J.M. & Cals, M.J.R. (1993); Methodieken voor herstel van verzuurde en geëutrofiëerde heiden en schraallanden. In: Cals, M., De Graaf, M. & Roelofs, J. (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Katholieke Universiteit Nijmegen, Werkgroep Milieubiologie. Geciteerd in Van der Linden et al., 1996.
- Runhaar, H., Jalink, M.H., Hunneman, H., Witte, J.P.M. & Hennekens, S.M. (2009); Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09-018
- Sandek, A., Krawielitzky, K., Kowalczyk, J., Kreienbring, J., Gabel, M., Zebrowska, T. & Voigt, J. (2001); Studies on N-metabolism in different gastrointestinal sections of sheep using the digesta exchange technique. 1. Model and experimental conditions. *Journal of Animal and Feed Sciences* 10: 421-434. Geciteerd in Elbersen et al., 2003.
- Smith, K.A. & Frost, J.P. (2000); Nitrogen extraction by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 1. Cattle and sheep. *Bioresources Technology* 71: 173-181. Geciteerd in Elbersen et al., 2003.
- Smits, N.A.C., Adams, A.S., Bal, D. & Beije, H.M. (2012); Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- Smits, N.A.C., Aptroot, A., Nijssen, M., Riksen, M.J.P.M., Sparrius, L.B. & Van Dobben, H.F. (2012); Herstelstrategie H2330: Zandverstuivingen.
- SPA ingenieurs (2014a); Depositieonderzoek t.b.v. het MER voor de TRI; A. Jansen BV in Son. Rapport 20130170D.R01, 15 augustus 2014. In opdracht van A. Jansen BV te Son.
- SPA ingenieurs (2014b); Depositie onderzoek A. Jansen Son – provincie Limburg. Rapport 20130170D.R02, 18 december 2014. In opdracht van A. Jansen BV te Son.
- SPA ingenieurs (2015); Onderzoek t.b.v. de TRI Son en Depositie in Gelderland; A. Jansen BV. Rapport 20130170D.R03, 23 januari 2015. In opdracht van A. Jansen BV te Son.
- Spijksma, J.F.M., Van Diggelen, R. & Schouwenaars, J.W. (1994); Friese boezemlanden. Gevolgen van hydrologische maatregelen voor de vegetatie. Vakgroep Fysische geografie/Lab. voor plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen. Geciteerd in Van der Linden et al., 1996.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J. (2004); Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science* 303: 1876-1879.
- Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M. (1999); De vegetatie van Nederland, deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Tomassen, H., Smolders, F., Limpens, J., Van Duinen, G.-J., Van der Schaaf, S., Roelofs, J., Berendse, F., Esselink, H. & Van Wirdum, G. (2003); Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. Rapport EC-LNV 2003/139.
- Van den Berg, L.J.L. & Roelofs, J.G.M. (2005); Effecten van veranderingen in atmosferische stikstofdepositie op Nederlandse heide. *De Levende Natuur* 106: 190-192.
- Van der Hoek, D. (2005); The effectiveness of restoration measures in species-rich fen meadows. Dissertatie, Wageningen University.

- Van der Hoek, D., Van Mierlo, J.E.M. & Van Groenendaal, J.M. (2004); Nutrient limitation and nutrient-driven shifts in plant species composition in a species-rich fen meadow. *J. Veg. Sci.* 15: 389-396.
- Van der Linden, M., Blokland, K.A., Zonneveld, L.M.L., Van Ek, R. & Runhaar, J. (1996); Herstel van natte en vochtige ecosystemen. Basisrapport. NOV – rapport 9.1. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging.
- Van der Werf, S. (1991); Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland. Deel 5. Pudoc, Wageningen. Geciteerd in Hommel et al., 2012.
- Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D. & Van Hinsberg, A. (2012); Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397.
- Vogels, J., Van den Burg, A., Remke, E. & Siepel, H. (2011); Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen; Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010). Rapport nr. 2011/OBN152-DZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie. Geciteerd in DLG, 2013 (PAS-analyse Groote Peel en Deurnsche Peel & Mariapeel).
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Vandenbruwane, J. & Verheyen, K. (2008a); Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution* 156: 854-861. Geciteerd in De Schrijver et al. 2010.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Vandenbruwane, J. & Verheyen, K. (2008b); Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution* 156: 854-861. Geciteerd in De Schrijver et al., 2010.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Vermeiren, F. & Verheyen, K. (2009); Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679-687. Geciteerd in De Schrijver et al., 2010.

Verder:

Internetbronnen:

- bron.portaalnatuurenlanschap.nl/NatuurBeheerPlan - Beheertypekaart van het Subsidiestelsel Natuur- en Landschapsbeheer (SNL)
- www.natuurkennis.nl
- www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/googlemapsld.aspx - Landelijke Vegetatie Databank (LVD)

Overig:

- Google earth Pro
- Bing maps

B 1 | Bijlage: Belangenafweging stikstofdepositie TRI op Beschermd Natuurmonument Rouwkuilen

MEMO

Onderwerp:
Belangenafweging stikstofdepositie TRI op
Beschermd Natuurmonument Rouwkuilen

Maastricht,
2 juli 2015

Projectnummer:
C05058.000157.0100

DIVISIE WATER & MILIEU

Van:
Ed Wolfs

Opgesteld door:
Ed Wolfs

Afdeling:
Divisie Water & Milieu Maastricht

Ons kenmerk:
078538050:A

Aan:
Dhr. J. van Rooij

Kopieën aan:
Henk Ullenbroeck
Margreet ter Steege

INLEIDING

A. Jansen BV is voornemens een thermische reinigingsinstallatie voor de verwerking van teerhoudend asfaltgranulaat (TAG), verontreinigde grond en dakafval op te richten ter plaatse van haar bedrijfslocatie te Son. Hiervoor dient een vergunning te worden aangevraagd op grond van artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbw) voor de Beschermd Natuurmonumenten in Noord – Brabant én Rouwkuilen (aanwijzingsjaar 1979), dat binnen de provincie Limburg gelegen is.

Voor Beschermd Natuurmonumenten is in de provincie Limburg het “Beleidskader beschermde natuurmonumenten, Kader voor toetsing stikstofdepositie aan artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998”, vastgesteld. Dat beleidskader heeft als hoofduitgangspunt het standstill-principe: er mag geen toename zijn van stikstofdepositie op enige plek in het Beschermd Natuurmonument. Om dit te bepalen kan gebruik worden gemaakt van een tweetal referentiesituaties:

- de milieuvergunde situatie op de aanwijzingsdatum van het Beschermd Natuurmonument;
- de laagst milieuvergunde situatie tussen 7 december 2004 en de datum waarop op de aanvraag om de vergunning ex artikel 16 Nbw een besluit wordt genomen.

Indien er ten opzichte van de referentie situatie sprake is van een stikstofdepositietoename dan wordt de vergunning, in geval uitsluitend sprake is van een economisch belang, slechts verleend wanneer de toename volledig wordt gesaldeerd.¹

Wanneer de vergunningaanvraag echter ook toeziet op andere dan economische belangen, zoals algemene, sociale, maatschappelijke belangen of belangen op het gebied van duurzaamheid, dan kunnen Gedeputeerde Staten op basis van alle betrokken belangen gemotiveerd afwijken van het hoofduitgangspunt dat er geen toename van stikstofdepositie is toegestaan.

¹ Het beleid is opgesteld met het vizier op de veehouderij, en niet voor andere bedrijven zoals A. Jansen BV.

ARCADIS is verzocht om een memo te schrijven die het bevoegd gezag kan gebruiken als bouwsteen voor de onderbouwing in het kader van de belangenafweging.

In deze memo zullen de volgende zaken aan de orde komen:

- Het initiatief
- Thermische reinigingsinstallaties in Nederland
- Meest relevante beleidskaders (Natuurbeschermingswet 1998, Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Limburgse beleidskader voor Beschermde Natuurmonumenten, het Landelijk afvalbeheerplan 2009 – 2021 en de Code Milieu Verantwoord Wegbeheer)
- Meerwaarde van het initiatief en de beoogde locatie
- Meerwaarde versus effecten

De beoordeling van stikstofdepositie maakt geen deel uit van deze notitie. Hiervoor is door Buro Bakker (2015) een separaat rapport opgesteld.

Onderstaand volgt eerst een samenvatting waarin de situatie beknopt wordt geschetst en de meerwaarde van het initiatief wordt toegelicht. Doel van deze notitie is dat deze een bouwsteen vormt voor de belangenafweging in het kader van de vergunningverlening ingevolge artikel 16 van de Natuurbeschermingswet.

SAMENVATTING

A. Janssen BV wil in het zuidwesten van Nederland, op haar locatie aan de Kanaaldijk Zuid 22-24 in Son, een thermische reinigingsinstallatie plaatsen voor de verwerking van teerhoudend asfalt en andere thermisch reinigbare minerale afvalstoffen betreffende verontreinigde grond en dakafval. Omdat er sprake is van een stikstofdepositietoename op het Beschermde Natuurmonument Rouwkuilen vergeleken met de referentiesituatie van 0,1 mol/ha/jr wordt een vergunning aangevraagd op grond van artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbw) voor enkele Beschermde Natuurmonumenten, waaronder het Limburgse Beschermde Natuurmonument Rouwkuilen. Voor Beschermde Natuurmonumenten is in de provincie Limburg het “Beleidskader beschermde natuurmonumenten, Kader voor toetsing stikstofdepositie aan artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998” vastgesteld. Dit toetsingskader biedt de mogelijkheid om een toename van stikstofdepositie toe te staan onder de voorwaarde dat een ecologische beoordeling laat zien dat er geen sprake is van significant negatieve effecten, én dat er sprake is van andere belangen waarvoor het initiatief aantoonbare meerwaarde biedt. Aldus kan de vergunningverlening plaatsvinden na een dergelijke belangenafweging.

Andere dan strikt economische belangen die in het geval van het onderhavige initiatief aan de orde zijn, betreffen:

- Maatschappelijke aspecten:
 - Landelijke eis om afvalstoffen zoals teerhoudend asfalt, dakafval en verontreinigde grond – indien dit op basis van organische verontreinigingsgraad noodzakelijk is - thermisch te reinigen, zodat het daarna weer nuttig kan worden toegepast;
 - Toename van directe werkgelegenheid met circa 20 FTE;
 - Afname van het aantal verkeersongevallen en een toename van de verkeersveiligheid, omdat er minder vrachtwagenkilometers hoeven te worden gemaakt.

- Milieuhygiënische aspecten:
 - Meer afval herbruikbaar maken, zodat er minder beroep hoeft te worden gedaan op de schaarse voorraden aan primaire grondstoffen, waarmee tegemoet wordt gekomen aan de landelijke doelstelling van duurzaamheid.
 - Het aanbieden van thermische reinigingscapaciteit in het zuiden van het land zal tot gevolg hebben dat meer partijen, zoals waterschappen, gemeenten en provincies inzake vrijkomend teerhoudend asfalt de afweging zullen maken om over te gaan tot thermische reiniging en er afname zal zijn van export naar het buitenland. Immers de afstanden en daarmee de transportkosten worden vanuit de zuidelijke provincies aanzienlijk verminderd (zie de paragraaf 'Meerwaarde initiatief en beoogde locatie').
 - Afname van de CO₂ en NO_x uitstoot door de vermindering van het aantal vrachtwagenkilometers (zie de paragraaf 'Meerwaarde initiatief en beoogde locatie').

De depositietoename² op Rouwkuilen bedraagt 0,1 mol/ha/jr. De ecologische beoordeling van de gevolgen van deze depositietoename is uitgebreid behandeld in het rapport van Buro Bakker (2015). Hoewel Rouwkuilen geen onderdeel uitmaakt van het Natura 2000 netwerk, en de PAS derhalve voor Rouwkuilen niet van toepassing is, merken we op dat een toename in de orde van 0,1 mol/ha/jr ruim onder de aanvaardbaarheidsgrens blijft van 1 mol/ha/jr, die binnen de PAS gehanteerd wordt. Al met al blijkt uit de ecologische beoordeling dat de depositie door de TRI de realisatie van doelstellingen niet in de weg staat en daarnaast blijkt dat het initiatief op het gebied van maatschappelijke en milieuhygiënische aspecten een positief effect heeft.

HET INITIATIEF

A. Janssen BV wil in het zuidwesten van Nederland, op haar locatie aan de Kanaaldijk Zuid 22-24 in Son (gemeente Son en Breugel), een thermische reinigingsinstallatie plaatsen voor de verwerking van teerhoudend asfalt en andere thermisch reinigbare minerale afvalstoffen, betreffende verontreinigde grond en dakafval. Hiervoor is een nieuwe Wabo omgevingsvergunning nodig en dient in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 tevens een natuurbeschermingswetvergunning te worden verkregen. De Wabo vergunningaanvraag is op 3 november 2014 ingediend.

Voor het initiatief is een MER (milieueffectrapport) opgesteld, waarvoor door de Commissie voor de milieueffectrapportage een voorlopig toetsingsadvies is afgegeven.

Voor de onderzoeken die ten behoeve van het MER zijn opgesteld is wat betreft de emissies van de thermische reinigingsinstallatie uitgegaan van een worst case benadering.

De nieuwe installatie voldoet aan de Best Beschikbare Technieken. Tevens is - op grond van de m.e.r. - een aantal extra aanvullende milieubeschermdende voorzieningen voorzien, zoals een aparte vooropslaghal (beperking energieverbruik) en een tweede gaswasser.

De installatie zal 24 uur per dag gedurende 7 dagen per week operationeel zijn. De operationele bedrijfstijd van de installatie bedraagt 7.500 uur per jaar. De niet productieve uren worden veroorzaakt door regulier onderhoud. De totale doorzet aan teerhoudend asfalt en/of verontreinigde grond

² De berekende stikstofdeposities zijn afgerond op één decimaal conform de afrondingsregel NEN 1047 'Receptenblad statische verwerking van waarnemingen'.

bedraagt 300 kton/jaar. Dit is inclusief dakafval/dakleer, waarvan de omvang ongeveer 20.000 ton/jaar zal bedragen.

Ten behoeve van het vrachtverkeer beschikt de inrichting over een éézijdige ontsluiting die uitkomt op een hoofduitvalsweg van Eindhoven en die vervolgens binnen een straal van enkele honderden meters toegang verschaft tot de autosnelwegen A2, A50 en A58. De inrichting is tevens gelegen in de directe nabijheid van het Wilhelminakanaal. Dit biedt op termijn de mogelijkheid om zowel afvalstoffen per schip aan te leveren als de na reiniging verkregen producten per schip af te voeren.

Uit het MER blijkt dat er sprake is van een beperkte toename van stikstofdepositie op Natura 2000-gebieden. Daarom wordt in het kader van de PAS een melding gedaan. Het initiatief leidt ook tot een toename van depositie op een aantal beschermde natuurmonumenten in Noord-Brabant en - alleen op het beschermde natuurmonument Rouwkuilen - in Limburg³. Daarom dient samen met de Noord-Brabantse Beschermde Natuurgebieden ook voor Rouwkuilen een vergunning ingevolge artikel 16 van de Natuurbeschermingswet te worden aangevraagd.

THERMISCHE REINIGINGSINSTALLATIES IN NEDERLAND

In Nederland bevinden zich momenteel de volgende thermische reinigingsinstallaties:

- ATM, Moerdijk; de thermische reinigingsinstallatie heeft een reinigingscapaciteit van meer dan 1 miljoen ton per jaar.
- Van Bentum Recycling, Rotterdam; de thermische reinigingsinstallatie heeft een reinigingscapaciteit van 750.000 ton per jaar.
- Theo Pouw Group, Eemshaven; de thermische reinigingsinstallatie heeft een reinigingscapaciteit van 500.000 ton per jaar.

De bestaande thermische reinigingsinstallaties bevinden zich dus enkel in west en noordoost Nederland.

MEEST RELEVANTE BELEIDSKADERS

Natuurbeschermingswet 1998

De Natuurbeschermingswet 1998 regelt de bescherming van natuurgebieden in Nederland. Het gaat hierbij om de bescherming van Natura 2000-gebieden en – in de voorliggende situatie aan de orde – de Beschermde Natuurmonumenten.

Op dit moment zijn in Nederland 188 gebieden aangewezen als Beschermde natuurmonument, waarvan 3 in Limburg, te weten Hoge Fronten, Grasbroek en Rouwkuilen.⁴

Een deel van de Beschermde Natuurmonumenten valt samen met Natura 2000-gebieden. Voor deze gebieden is de PAS vanaf 1 juli 2015 van toepassing. De PAS heeft geen betrekking op Beschermde

³ Er liggen nog 2 andere Beschermde Natuurmonumenten in Limburg, namelijk Grashoek en Hoge Fronten. Voor deze gebieden geldt dat deze buiten beschouwing kunnen blijven omdat de stikstofdepositietoename vanwege het initiatief 0,0 mol/ha/jr bedraagt.

⁴ Zie noot 3.

Natuurmonument die buiten de Natura 2000-gebieden liggen. Voor deze gebieden is het toetsingskader van artikel 16 van de Natuurbeschermingswet van toepassing. Dit laatste geldt (naast de beschermde natuurmonumenten in Noord-Brabant) ook voor het gebied Rouwkuilen.

De status Beschermd Natuurmonument betekent dat het zonder vergunning verboden is om handelingen te verrichten die schadelijk kunnen zijn voor dat natuurmonument. Het gaat om handelingen die significante gevolgen kunnen hebben voor het natuurschoon, voor de natuurwetenschappelijke betekenis of voor dieren en planten in dat gebied.

Hierop wordt een uitzondering gemaakt wanneer er sprake is van zwaarwegende openbare belangen ('dwingende reden van openbaar belang') die het verlenen van een vergunning 'noodzaken'. In tegenstelling tot de afweging bij een Natura 2000-gebied, hoeft hier geen alternatievenonderzoek plaats te vinden. Ook een Passende Beoordeling is niet verplicht. Wel is een ecologische beoordeling van de gevolgen van een initiatief vereist, en deze is dan ook uitgevoerd (Buro Bakker, 2015).

In bijlage 1 van dit memo is een overzichtskaartje opgenomen waaruit de ligging van het Beschermd Natuurmonument Rouwkuilen ten opzichte van de locatie van A. Jansen BV in Son blijkt.

Programmatistische aanpak stikstof

De "programmatistische aanpak stikstof" (PAS) is vanaf 1 juli 2015 van kracht voor de bescherming van de Natura 2000-gebieden voor zover het de stikstofdepositie betreft. Binnen de PAS wordt een driedeling gehanteerd. (1) Activiteiten die minder dan 0,05 mol ha/jr veroorzaken mogen zonder meer worden uitgevoerd. Er hoeft geen melding plaats te vinden. (2) Voor activiteiten die een stikstofdepositie op een stikstofgevoelig habitattype veroorzaken tussen de 0,05 en 1 mol ha/jr kan worden volstaan met een melding bij de provincie. Een melding kan niet worden geweigerd. (3) Voor activiteiten met een stikstofdepositie van 1 mol ha/jr of meer geldt dat een vergunning moet worden aangevraagd waarbij de benodigde ontwikkelingsruimte kan worden verkregen.

De PAS heeft uitsluitend betrekking op Natura 2000-gebieden en dus niet op het Beschermd Natuurmonument Rouwkuilen.

Beleidskader beschermde natuurmonumenten, Kader voor toetsing stikstofdepositie aan artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998

Het provinciale Beleidskader beschermde natuurmonumenten is door Gedeputeerde Staten vastgesteld in juni 2014. Het beleidskader gaat uit van het standstill-principe: er mag geen toename optreden van stikstofdepositie op enige plek in het Beschermd Natuurmonument. Om dit te bepalen kan gebruik worden gemaakt van een tweetal referentiesituaties:

- de milieuvergunde situatie op de aanwijzingsdatum van het Beschermd Natuurmonument;
- de laagst milieuvergunde situatie tussen 7 december 2004 en de datum waarop de aanvraag om de vergunning ex artikel 16 Natuurbeschermingswet een besluit wordt genomen.

Indien er sprake is van een stikstofdepositietoename dan wordt de vergunning, in geval uitsluitend sprake is van een economisch belang, slechts verleend wanneer de toename volledig wordt gesaldeerd.⁵

⁵ Zie noot 1.

Wanneer de vergunningaanvraag echter ook ziet op andere dan economische belangen, zoals algemene, sociale, maatschappelijke belangen of belangen op het gebied van duurzaamheid, dan zal er een belangenafweging plaatsvinden. Gedeputeerde Staten kunnen op basis van alle betrokken belangen, gemotiveerd afwijken van het hoofduitgangspunt.

Navraag leert dat tot op heden geen aanvragen bij de provincie Limburg zijn binnen gekomen die een toetsing aan het beleidskader met zich meebrengen.

Landelijk afvalbeheerplan 2009 – 2021

Ingevolge de Wet milieubeheer is de Minister van Infrastructuur en Milieu verplicht om ten minste eenmaal in de vier jaar een afvalbeheerplan vast te stellen. Het Landelijk afvalbeheerplan 2009 – 2021 (LAP2) is de invulling van deze verplichting. LAP2 is in 2009 ingegaan en bevat het beleid voor het afvalbeheer in Nederland. Op 5 januari 2015 is de tweede wijziging van LAP2 in werking getreden. Het LAP2 bestaat uit een beleidskader en sectorplannen. Het beleidskader bevat de hoofdlijnen van het afvalbeleid. Het betreft bijvoorbeeld de landelijke doelstellingen voor gescheiden inzameling en algemene uitgangspunten voor instrumenten als vergunningverlening en handhaving. De sectorplannen bevatten de uitwerking van het beleidskader voor specifieke (categorieën van) afvalstoffen. De kern van ieder sectorplan is de zogenaamde minimumstandaard. De minimumstandaard geeft de minimale hoogwaardigheid aan van de verwerking van een bepaalde afvalstof of categorie van afvalstoffen en is bedoeld om te voorkomen dat afvalstoffen laagwaardiger worden verwerkt dan wenselijk is.

De standaard is dus een invulling van de afvalhiërarchie voor afzonderlijke (categorieën van) afvalstoffen en vormt op die manier een referentieniveau bij de vergunningverlening voor afvalbeheer. Bij het vaststellen van de minimumstandaarden zijn de volgende aspecten in beschouwing genomen: milieueffecten, kosten, haalbaarheid, uitvoerbaarheid, consequenties voor grensoverschrijdend transport van afvalstoffen, de hanteerbaarheid en effectiviteit bij vergunningverlening en de stimulans die uitgaat voor de afvalverwerkingssector tot het verhogen van het milieurendement van de verwerking en de ontwikkeling van nieuwe technieken.

In de sectorplannen staat aangegeven op welke wijze een bepaalde afvalstroom verwerkt moet worden. Zo geeft Sectorplan 33 (Dakafval) aan dat de minimumstandaard voor het verwerken van teerhoudend dakafval betreft recycling van de minerale fractie in asfalt, cement, beton, thermisch gereinigde grond of andere thermisch gereinigde bouwstoffen onder gelijktijdig nuttig gebruik van de energie-inhoud van het afval. Voor bitumeus dakafval geldt als minimumstandaard recycling van ten minste de inerte fractie en voor dakgrind, verkleefd met teer of bitumen geldt als minimumstandaard reiniging en recycling van het grind, binnen de kaders van het beleidskader. De restanten teer mogen bij het dakgrind worden verbrand. Voor partijen dakgrind met teer of bitumen die vóór de reiniging/scheiding een concentratie aan PAK10 hebben van 75 mg/kg droge stof of meer dient de aanwezige PAK te worden vernietigd.

Op teerhoudend asfalt is Sectorplan 34 van toepassing. De minimumstandaard voor het verwerken van teerhoudend asfalt is recycling binnen het kader van het beleidskader, voorafgegaan door thermische bewerking waarbij de aanwezige PAK wordt vernietigd. Het recyclen van teerhoudend asfalt tot bouwstof zonder voorafgaande vernietiging is derhalve niet toegestaan, ook niet in combinatie met immobilisatie. Overbrenging van teerhoudend asfalt naar het buitenland is in beginsel niet toegestaan, tenzij sprake is van recycling of van voorlopige nuttige toepassing gevolgd door recycling.

Ten aanzien van verontreinigde grond geldt Sectorplan 39 waar als minimumstandaard staat vermeld de nuttige toepassing volgens de normen die voor het betreffende toepassingsgebied zijn vastgesteld en binnen de kader van het beleidskader.

Alle overheden moeten rekening houden met het LAP2 ('verticale binding'). Deze verplichting vloeit voort uit artikel 10.14 van de Wet milieubeheer. Het LAP2 is het toetsingskader bij alle vergunningverlening op grond van de Wet milieubeheer waar afvalaspecten aan de orde zijn. Dat geldt voor provincies, gemeenten en waterkwaliteitsbeheerders. Dit betekent dus niet alleen de vergunningen voor afvalbeheerinrichtingen, maar ook de vergunningen voor bedrijven waar afval vrijkomt.

Code Milieu Verantwoord Wegbeheer

In de door het CROW met de diverse wegbeheerders afgesloten Code Milieu Verantwoord Wegbeheer (25 september 2014) is onder meer opgenomen dat thermische verwerking van teerhoudend asfalt altijd de voorkeur verdient boven andere verwijderingsopties die wellicht juridisch mogelijk zijn, maar minder duurzaam omdat de in het materiaal aanwezige PAK's daarbij niet worden vernietigd. In de overeenkomst zelf is opgenomen dat de wegbeheerders geen andere verwijderingsoptie hanteren dan het rechtstreeks voor thermische verwerking afgeven van al het uit hun wegverhardingen en/of wegfunderingen vrijgekomen teerhoudend materiaal aan een vergunde thermische verwerkingsinrichting.

Wegbeheerders moeten dan al hun vrijgekomen teerhoudend materiaal uit wegen aan een vergunde thermische verwerkingsinrichting voor verwerking aanbieden. De Code is onder meer ondertekend door CROW, RWS, 4 provincies (Noord-Brabant, Zuid-Holland, Groningen, Drenthe), 34 gemeenten (regionaal Gemert-Bakel, Meerssen, Nederweert, Schinnen en Vaals) en 6 waterschappen.

Andere overheden zijn uitgenodigd om de Code Milieuverantwoord Wegbeheer te ondertekenen.

De staatssecretaris van I&M zal expliciet aandacht besteden aan de TAG-problematiek in het bestuurlijk koepeloverleg. Overheden worden erop gewezen dat zij ervoor verantwoordelijk zijn dat vrijkomend TAG ook volgens Nederlands beleid wordt verwerkt. Aldus wordt de praktijk nog beter bediend en kan het bijdragen aan meer thermische verwerking van TAG in Nederland. Gezien deze ontwikkelingen wordt voorts nog aangenomen dat ook voor de komende jaren voldoende aanbod aan teerhoudend asfaltgranulaat voor thermische reiniging in Nederland is gewaarborgd.

Zowel de bestaande thermische reinigers als de beleidsmakers bij de verschillende overheden constateren een toenemende mate van belangstelling vanuit het buitenland voor de Nederlandse omgang met teerhoudend asfalt. Binnen relatief korte termijn wordt verwacht dat het koud recycleren van teerhoudend asfalt in de eerste Duitse deelstaten verboden zal worden. In navolging daarvan zullen ook de overige deelstaten volgen. Overeenkomstig de Nederlandse situatie bij in werking treding van het LAP zal ook in Duitsland met name in de beginfase gebrek zijn aan verwerkingscapaciteit. Voor de Nederlandse thermische reinigers wordt dan ook een verhoogd aanbod vanuit Duitsland voorzien. Onduidelijk is op welke wijze de Duitse overheid de eventuele export van teerhoudend asfalt naar bijvoorbeeld Oost-Europese landen zal bemoeilijken.

Op basis van de site van CROW blijkt dat veel partijen – waaronder ook in het zuiden en oosten van Nederland niet getekend hebben. Dit heeft naar alle waarschijnlijkheid sterk te maken met de huidige rijafstand van vrachtwagens naar het westen of naar het noorden, waar de huidige thermische

reinigingscapaciteit is gesitueerd. Hierdoor wordt door betrokken partijen de afweging gemaakt dat de meerkosten van thermische reiniging ten opzicht van export naar het buitenland niet opwegen tegen de andere belangen om thermische reiniging toe te passen.

De in de Code gevonden oplossing om export van teerhoudend asfalt tegen te gaan (het voorschrijven van rechtstreekse afvoer van TAG naar een vergunde thermische reiniger) stuit in de huidige praktijk, met name bij afvoer van geringe hoeveelheden, op praktische problemen. Afvoer dient afgestemd te worden op openingstijden van thermische reinigers. Belading / afvoer in de (na)middag is niet altijd en overal mogelijk omdat de afvoerbestemming niet tijdig bereikt kan worden en de hoeveelheid in te zetten materieel is groot. Het inzamelen, opbulken en vervolgens in bulk afvoeren van teerhoudend asfalt wordt door de nieuwe bepalingen in de Code onmogelijk gemaakt. Voldoende verwerkingscapaciteit binnen afzienbare afstand van een projectlocatie is derhalve zeer gewenst en ontbreekt. De onderhavige TRI kan hierin voorzien.

MEERWAARDE INITIATIEF EN BEOOGDE LOCATIE

Het initiatief betreft de realisatie en het in werking houden van een thermische reinigingsinstallatie ten zuiden van de Kanaaldijk Zuid te Son. De meerwaarde van het initiatief is gelegen in zowel de belangen die ermee gediend zijn als de locatie die ervoor gekozen is.

Met betrekking tot het initiatief spelen in ieder geval economische, maatschappelijke en milieuhygiënische belangen.

Economisch belang

De economische belangen die aan de orde zijn, betreffen enerzijds het uitbreiden van de bedrijfsvoering met een extra onderdeel waardoor er meer inkomsten te genereren zijn en het bedrijf zich nog steviger in de markt kan positioneren, anderzijds het gegeven dat er direct 20 fte's extra aan arbeidsplaatsen gegenereerd worden.

Maatschappelijke belangen

Het maatschappelijk belang valt uit in drie deelbelangen:

- een gedeeltelijke oplossing voor het afvalprobleem,
- (wederom) het gegeven van werkgelegenheid, en
- het belang van de volksgezondheid (reductie verkeersongevallen).

Afval

Conform het LAP2 worden afvalinzameling en het storten van afval als een maatschappelijk belang beschouwd. Immers het is van belang dat goederen waarvan de maatschappij zich ontdoet, op een verantwoorde wijze beheerd worden. Maar alleen inzamelen en storten is niet voldoende. Er dient ook te worden gezocht naar oplossingen waardoor de afvalberg wordt verminderd. Binnen het nationale beleid voor teerhoudend asfalt, dakafval en –voor zover daar op basis van samenstelling aanleiding voor is- verontreinigde grond geldt als minimum verwerkingsstandaard het thermisch reinigen. Door middel van het thermisch reinigen worden PAK's en organische verontreinigingen verwijderd, zodat het gereinigde materiaal weer nuttig kan worden toegepast. Het initiatief breidt de capaciteit uit om deze vormen van afval zorgvuldig en milieuverantwoord te recyclen. Daarnaast zal de extra capaciteit

in het zuidoosten van Nederland ertoe leiden dat er –in geval van teerhoudend asfalt- minder transporten naar elders in Europa plaatsvinden. Immers de vervoerskosten worden beduidend lager om het materiaal in Nederland af te dragen (zie tabel hieronder voor kosten vrachtvervoer).

Van	Naar	Kilometers	Brandstofkosten ⁶	Totale kosten ⁷
Vaals (Zuid-Limburg)	Pouw, Eemshaven	387	€ 205,92	€ 638,55
Vaals (Zuid-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	223	€ 118,66	€ 367,95
Vaals (Zuid-Limburg)	ATM, Moerdijk	189	€ 100,57	€ 311,85
Vaals (Zuid-Limburg)	A.Jansen BV, Son	120	€ 63,85	€ 198,00
Sittard (Midden-Limburg)	Pouw, Eemshaven	352	€ 187,30	€ 520,80
Sittard (Midden-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	188	€ 100,03	€ 310,20
Sittard (Midden-Limburg)	ATM, Moerdijk	154	€ 81,94	€ 254,10
Sittard (Midden Limburg)	A.Jansen BV, Son	85	€ 45,23	€ 140,25
Mook (Noord-Limburg)	Pouw, Eemshaven	251	€ 133,56	€ 414,15
Mook (Noord-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	133	€ 70,77	€ 219,45
Mook (Noord-Limburg)	ATM, Moerdijk	111	€ 59,06	€ 183,15
Mook (Noord-Limburg)	A.Jansen BV, Son	65	€ 34,59	€ 107,25

Kosten vrachtvervoer

De in de tabel genoemde bedragen gelden voor de enkele ritafstand (en dus niet de retourafstand) van één vrachtwagen.

Uit de tabel blijkt een nadrukkelijk kostenreductie voor de brandstofkosten, namelijk:

- Voor transporten uit Vaals is de rit naar A. Jansen BV op basis van deze cijfers 69%, 46%, respectievelijk 37% goedkoper dan naar Eemshaven, Rotterdam respectievelijk Moerdijk.
- Voor transporten uit Sittard is de rit naar A. Jansen BV op basis van deze cijfers 76%, 55%, respectievelijk 45% goedkoper dan naar Eemshaven, Rotterdam respectievelijk Moerdijk.
- Voor transporten uit Mook is de rit naar A. Jansen BV op basis van deze cijfers 74%, 51%, respectievelijk 41% goedkoper dan naar Eemshaven, Rotterdam respectievelijk Moerdijk.

De kostenreductie met betrekking tot de totale kosten is hiermee percentueel beschouwd vrijwel vergelijkbaar.

Uitgaande van een vrachtwagen van 25 ton kunnen uit de tabel de volgende brandstofkosten per ton worden afgeleid:

- Per ton kost een rit vanuit Vaals naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 8,24, € 4,75, € 4,02 respectievelijk € 2,55.

⁶ De brandstofkosten zijn inclusief accijnzen en exclusief btw. Het betreft het kale brandstofverbruik.

⁷ Deze post omvat de vaste kosten, variabele kosten, personeelskosten, specifieke vervoerskosten en algemene bedrijfskosten. Daarbij is er vanuit gegaan dat de vrachtwagen 125.000 kilometers per jaar aflegt. De cijfers zijn van het jaar 2013.

- Per ton kost een rit vanuit Sittard naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 7,49, € 4,00, € 3,28 respectievelijk € 1,81.
- Per ton kost een rit vanuit Mook naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 5,34, € 2,83, € 2,36 respectievelijk € 1,38.

Uitgaande van diezelfde vrachtwagen van 25 ton kunnen uit de tabel de volgende totale kosten per ton worden afgeleid:

- Per ton kost een rit vanuit Vaals naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 25,54, € 14,72, € 12,47 respectievelijk € 7,92.
- Per ton kost een rit vanuit Sittard naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 20,83, € 12,41, € 10,16 respectievelijk € 5,61.
- Per ton kost een rit vanuit Mook naar Eemshaven, Rotterdam, Moerdijk, Son (A. Jansen BV): € 16,57, € 8,78, € 7,33 respectievelijk € 4,29.

Door reductie van de transportkosten wordt verwerking voor de zuidwestelijke regio aantrekkelijker. Door deze aanvullende verwerkingsmogelijkheid in Nederland wordt tevens voorkomen dat onze milieuproblemen op andere landen worden afgewenteld. Dit sluit weer aan op de gedachte van de Code Verantwoord Wegbeheer.

Werkgelegenheid

Bovendien zal de directe werkgelegenheid op het bedrijf door het in gebruik nemen van de thermische reinigingsinstallatie toenemen met ongeveer 20 fte.⁸

Volksgezondheid

Verder betekent een vermindering van vrachtwagenkilometers een toename van verkeersveiligheid. De kans op verkeersslachtoffers neemt af.

Milieuhygiënische belangen

Binnen Nederland zijn momenteel 3 locaties voorhanden voor het thermisch reinigen van asfaltgranulaat: 2 in west Nederland (Rotterdam en Moerdijk) en 1 in noordoost Nederland (Eemshaven). Daarnaast blijkt dat een belangrijk deel van het teerhoudend asfalt in het buitenland wordt aangeboden en daar - zonder dat de schadelijke stoffen eruit worden verwijderd – direct wordt hergebruikt. Het realiseren van een thermische reinigingsinstallatie in het zuiden van het land is een zinvolle aanvulling. Immers hiermee kunnen de benodigde vrachtwagenkilometers in en vanuit het zuidoosten van Nederland aanmerkelijk afnemen; immers vervoer hoeft niet langer naar Rotterdam, Moerdijk of Eemshaven plaats te vinden. Daarmee wordt het voor partijen ook aantrekkelijker om hun afval ter verwerking aan te bieden. Immers door aanzienlijke reductie van de transportafstand (zie de tabel 'Kosten vrachtvervoer') wordt het kostentechnisch aantrekkelijker om over te gaan tot thermische reiniging. Bovendien wordt tegemoet gekomen aan het bezwaar dat de huidige rijafstand van vrachtwagens naar het westen of naar het noorden niet opweegt tegen het belang van het thermisch reinigen.

Een verhoging van het herbruikbare afval zorgt ervoor dat er minder beroep hoeft te worden gedaan op de voorraden aan primaire grondstoffen, waarmee tegemoet wordt gekomen aan de landelijke doelstelling van duurzaamheid.

⁸ Informatie verkregen van A. Jansen BV.

De thermische reinigingsinstallatie van A. Jansen BV heeft een capaciteit van 300.000 ton/jaar. Gemiddeld kan per vrachtwagen worden uitgegaan van het vervoeren van 25 ton aan materiaal. Voor de aanvoer betekent dat er 12.000 vrachtwagens per jaar hun vracht zullen afleveren, gedurende maximaal 6 dagen per week. Een fractie minder aan vrachtwagens zal de herbruikbare stoffen ook weer afvoeren. Doordat het aantal vrachtwagenkilometers van noord en west Nederland gaat afnemen zal dit positief bijdragen aan de uitstoot CO₂ en NO_x (zie de tabel 'Uitstoot CO₂ en NO_x vrachtvervoer').

Van	Naar	Kilometers	Uitstoot CO ₂ ⁹¹⁰	Uitstoot NO _x ¹¹¹²
Vaals (Zuid-Limburg)	Pouw, Eemshaven	387	3483 kg	11,92 kg
Vaals (Zuid-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	223	2007 kg	6,87 kg
Vaals (Zuid-Limburg)	ATM, Moerdijk	189	1701 kg	5,82 kg
Vaals (Zuid-Limburg)	A.Jansen BV, Son	120	1080 kg	3,69 kg
Sittard (Midden-Limburg)	Pouw, Eemshaven	352	3168 kg	10,84 kg
Sittard (Midden-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	188	1692 kg	5,79 kg
Sittard (Midden-Limburg)	ATM, Moerdijk	154	1386 kg	4,74 kg
Sittard (Midden-Limburg)	A.Jansen BV, Son	85	765 kg	2,61 kg
Mook (Noord-Limburg)	Pouw, Eemshaven	251	2259 kg	7,73 kg
Mook (Noord-Limburg)	Van Benthum Recycling, Rotterdam	133	1197 kg	4,10 kg
Mook (Noord-Limburg)	ATM, Moerdijk	111	999 kg	3,42 kg
Mook (Noord-Limburg)	A.Jansen BV, Son	65	585 kg	2,00 kg

Uitstoot CO₂ en NO_x vrachtvervoer

De in de tabel opgenomen getallen zijn gekoppeld aan de enkele ritafstand van een vrachtwagen en dus niet aan de retourafstand. Uitgaande van het aantal van 12.000 vrachtwagens is in de minst voordelige situatie (verschil Mook-Moerdijk en Mook-Son) een afname te verwachten van 4.968.000 kg CO₂ en 17.040 kg NO_x.

Wat betreft de percentageverhouding blijkt uit de tabel dat voor voor zowel de uitstoot CO₂ als NO_x geldt dat deze afneemt ten minste 37% (Vaals-Moerdijk) en ten hoogste 76% (Sittard-Eemshaven).

⁹ De brandstofkosten zijn inclusief accijnzen en exclusief btw. Het betreft het kale brandstofverbruik.

¹⁰ Gegevens ontleend aan het rapport van TNO/CE Delft, Brandstoffen voor het wegverkeer, kenmerken en perspectief.

¹¹ Gegevens ontleend aan het rapport TNO-rapport TNO 2013 R11083, VERSIT+ Emissiefactoren voor Standaard rekenmethode 1 en 2 – 2013 update. Het gaat om de snelwegemissiefactor en er is uitgegaan van de gemiddelde euroklasse vrachtwagen (gewogen eenheid) die in 2015 op de weg rijdt.

¹² Deze post omvat de vaste kosten, variabele kosten, personeelskosten, specifieke vervoerskosten en algemene bedrijfskosten. Daarbij is er vanuit gegaan dat de vrachtwagen 125.000 kilometers per jaar aflegt. De cijfers zijn van het jaar 2013.

MEERWAARDE VERSUS EFFECTEN

Conform het provinciale beleid zoals dat is neergelegd in het Beleidskader beschermde natuurmonumenten, Kader voor toetsing stikstofdepositie aan artikel 16 van de Natuurbeschermingswet 1998 dient een belangenafweging te worden gemaakt tussen de belangen van het Beschermd Natuurmonument en de belangen die gepaard gaan met het initiatief tot het oprichten en in werking houden van een thermische reinigingsinstallatie. Deze notitie laat zien welke meerwaarde de TRI heeft voor de regio, op het gebied van milieuhygiëne, zowel wat betreft de uitstoot van NO_x en CO₂ als wat betreft het duurzamer beheersen en verwerken van afval, voor de werkgelegenheid en de volksgezondheid.

Als gevolg van het initiatief zal de stikstofdepositie op Rouwkuilen toenemen met 0,1 mol/ha/jr. Deze beperkte toename van de depositie staat tegenover de positieve gevolgen op maatschappelijk en milieuhygiënisch gebied¹³, die door de vestiging van een thermische reinigingsinstallatie in het zuiden van Nederland worden bereikt. Vooreerst komt het ten goede aan de werkgelegenheid. De directe werkgelegenheid groeit met ongeveer 20 fte.

Verder geldt dat momenteel teerhoudend asfalt en thermisch reinigbare grond in Moerdijk, Rotterdam, Eemshaven of het buitenland dient te worden verwerkt. Door de voorgenomen activiteiten van A. Jansen BV zal 300.000 ton teerhoudend asfalt, thermisch reinigbare grond en dakafval in het zuiden van het land kunnen worden gereinigd voor nuttige toepassing. Aangenomen mag worden dat in de toekomst door de kleinere afstand tussen aanbieder en verwerker het aanbod aan te verwerken afval zal toenemen. Door de landelijke toename in verwerkingscapaciteit wordt tegemoet gekomen aan het nationale beleid inzake afvalbeheer (voldoen aan Code Milieu Verantwoord Wegverkeer, de minimumstandaard uit het LAP2, het niet exporteren van teerhoudend asfalt, thermisch reinigbare grond en dakafval alsmede het in eigen land verwerken van genoemd afval) en de visie op een verdere verduurzaming van de samenleving door middel van hergebruik.

Ten slotte zal de verkleining van het aantal vrachtwagenkilometers ertoe leiden dat het aantal verkeersongelukken zal afnemen, de verkeersveiligheid zal toenemen en de hoeveelheid CO₂ en NO_x uitstoot zal worden teruggedrongen.

¹³ Zie voor de voordelen onder het kopje “Meerwaarde initiatief en beoogde locatie”.

CASUS

Hieronder is een tweetal fictieve casus opgenomen om enig inzicht te bieden wat de in dit rapport gehanteerde cijfers in de praktijk kunnen betekenen.

Casus 1 Situatie bij de grootste De grootste verschillen in afstanden

De gemeente Vaals is bezig met het herinrichten van het centrum. Hierbij komt een hoeveelheid teerhoudend asfalt vrij van 800 ton. Dit betekent dat er 32 vrachtwagens moeten worden ingezet om het asfalt te vervoeren. De gemeente heeft inmiddels vernomen dat er 4 bedrijven in Nederland aanwezig zijn die over een thermische reinigingsinstallatie beschikken. Intern is een memo opgesteld wat de impact is van het vervoeren naar de verschillende bedrijven. Daarbij is de locatie Son – zijnde de meest nabij gelegen locatie - als referentie genomen. Daarbij zijn de volgende verschillen met de locatie Son geconstateerd:

	Vaals-Eemshaven	Vaals-Rotterdam	Vaals-Moerdijk
Afstand	267 km meer	103 km meer	69 km meer
Totaal af te leggen afstand (retour)	17.088 km meer	6.592 km meer	4.416 km meer
Totale kosten aan brandstof	€ 9.092 meer	€ 3.507 meer	€ 2.350 meer
Totale 'Totale kosten'	€ 28.195 meer	€ 10.877 meer	€ 7.286 meer
Totale uitstoot aan CO ²	153.792 kg meer	59.328 kg meer	39.744 kg meer
Totale uitstoot aan NOx	527 kg meer	204 kg meer	137 kg meer

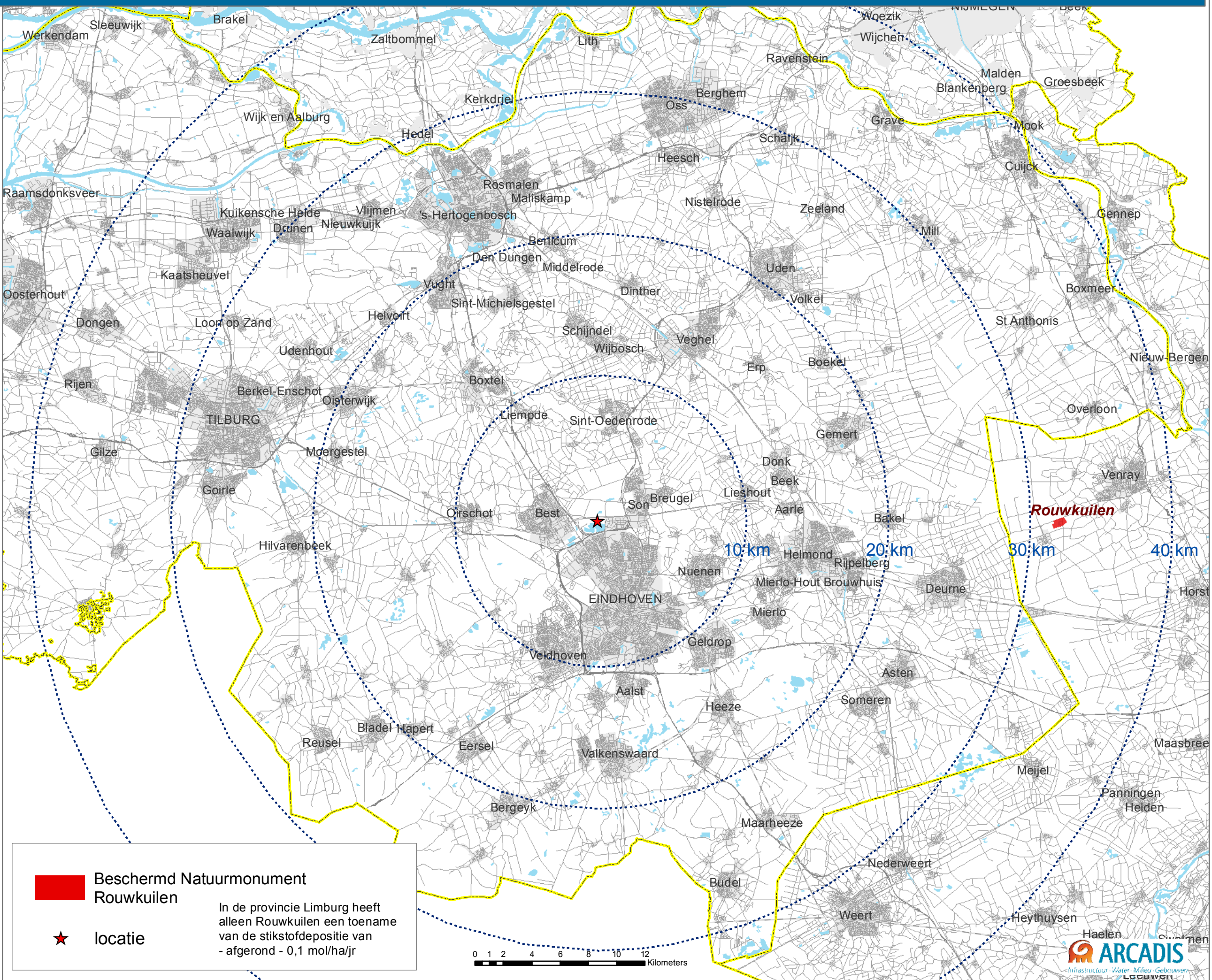
Casus 2 Situatie bij de kleinste verschillen in afstanden

De gemeente Mook vervangt de totale riolering in de gemeente en omdat het wegdek hierbij deels moet worden vervangen wordt besloten om al het teerhoudend asfalt binnen de kerngrenzen te verwijderen. Hierbij komt een hoeveelheid teerhoudend asfalt vrij van 1200 ton. Dit betekent dat er 48 vrachtwagens moeten worden ingezet om het asfalt te vervoeren. Intern is een memo opgesteld wat de impact is van het vervoeren naar de verschillende bedrijven. Daarbij is de locatie Son – zijnde de meest nabij gelegen locatie - als referentie genomen. Daarbij zijn de volgende verschillen met de locatie Son geconstateerd:

	Mook-Eemshaven	Mook-Rotterdam	Mook-Moerdijk
Afstand	186 km meer	68 km meer	49 km meer
Totaal af te leggen afstand (retour)	17.856 km meer	6.528 km meer	4.704 km meer
Totale kosten aan brandstof	€ 9.501 meer	€ 3.474 meer	€ 2.503 meer
Totale 'Totale kosten'	€ 29.462 meer	€ 10.771 meer	€ 7.762 meer
Totale uitstoot aan CO ²	160.704 kg meer	58.752 kg meer	42.336 kg meer
Totale uitstoot aan NOx	553 kg meer	202 kg meer	146 kg meer

ARCADIS

BIJLAGE 1 Overzichtskaartje situering Rouwkuilen t.o.v. initiatief





Colofon

Opdrachtgever

A. Jansen BV

Contactpersoon

Dhr. J. van Rooij

Uitgevoerd door

Buro Bakker adviesburo voor ecologie

Weiersloop 9

Postbus 10034 | 9400 CA Assen

T 0592 - 313389 | info@burobakker.nl

www.burobakker.nl

Projectleiding

Ir. M.S. van Kerkvoorde

Rapportage

S.W. Ansink MSc

© Buro Bakker adviesburo voor ecologie
Gebruik en overname van gegevens alleen
toegestaan met volledige bronvermelding.

Wijze van citeren

Buro Bakker (2015); Ecologische toets Thermische Reinigingsinstallatie te Son op Beschermde Natuurmonumenten. Rapport P14217, Assen.