



De Veluwe als toetssteen

Ecologische monitoring als fundament voor natuurbeleid

Henri Prins
September 2025

Inhoud

Inhoud	3
Voorwoord	5
99Samenvatting	7
1 Inleiding.....	9
1.1 Aanleiding	9
1.2 Probleemstelling en onderzoeksvraag	9
1.3 Maatschappelijke context	10
2 Theoretisch kader	12
2.1 Inleiding.....	12
2.2 Indicatoren voor de staat van instandhouding	12
2.3 Samenhang tussen de indicatoren.....	13
2.4 Beoordelingssystematiek en leeswijzer	14
2.5 Relatie tot bestaande literatuur	15
2.6 Rol van modellen in beleid en recht.....	15
3 Juridisch kader	17
3.1 Europese verplichtingen	17
3.2 Nationale vertaling en monitoringsopzet	17
3.3 De Nederlandse praktijk.....	17
3.4 Kritische Depositiewaarden (KDW's).....	18
3.5 Lessen uit Europese context	18
3.6 Conclusies	19
4 Abiotische factoren	20
4.1 Databeschrijving.....	20
4.2 Methode.....	21
4.3 Resultaten	24
4.4 Discussie.....	29
4.5 Conclusies	32
5. Typische soorten	33
5.1 Inleiding.....	33
5.2 Databeschrijving.....	33
5.3 Methode.....	34
5.4 Resultaten per deelgebied	34
5.5 Discussie.....	36
5.6 Conclusie	37
6. Ecologische structuur en functies	38

6.1 Databeschrijving.....	38
6.2 Methode.....	38
6.3 Resultaten	38
6.4 Discussie.....	39
6.5 Conclusie	41
7. Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten op de Veluwe	42
7.1 Databeschrijving.....	42
7.2 Methode.....	43
7.3 Resultaten	43
7.4 Discussie.....	47
7.5 Conclusie	48
8 Synthese	50
8.1 Samenhang tussen abiotiek, soorten en structuur.....	50
8.2 Sterke en zwakke schakels	50
8.3 Betekenis van integrale monitoring	50
8.4 Beleidsmatige implicaties.....	51
8.5 Benodigde beleidsomslag naar monitoringsgericht beleid.....	51
8.5 Slotbeschouwing.....	52
9 Conclusies	53
9.1 Abiotische drukfactoren.....	53
9.2 Typische soorten	53
9.3 Ecologische structuur en functies	53
9.4 VHR-soorten.....	54
9.5 Synthese van de deelbevindingen.....	54
9.6 Aanvullende beschouwing	55
9.7 Hoofdconclusie.....	56
10 Beslisboom voor gebiedsgerichte aanpak	58
10.1 Inleiding.....	58
10.2 Toelichting	58
10.3 Conclusie	60
11 Aanbevelingen.....	61
11.1 Beleid	61
11.2 Beheer	62
11.3 Onderzoek.....	62
11.4 Samenvattende aanbeveling.....	63
Referenties	64
Bijlagen.....	70

Voorwoord

Dit rapport is een vervolg op een eerdere studie (*Natuurmonitoring als alternatief voor het stikstofreductiebeleid*, Prins, Schepel & Andela, mei 2025), waarin werd betoogd dat feitelijke natuurmonitoring een robuuster fundament kan vormen voor natuurbeleid dan modelberekeningen van stikstofdepositie. Waar dat essay de contouren schetste van een alternatieve beleidsaanpak, richt dit rapport zich meer specifiek op de onderbouwing van die benadering met ecologische data, indicatoren en praktijkvoorbeelden.

Centraal staat opnieuw de vraag hoe monitoring kan bijdragen aan een beter inzicht in de ecologische werkelijkheid en de juridische houdbaarheid van beleid. Daarbij wordt niet uitgegaan van een vooraf ingenomen standpunt over de rol van stikstof, maar van een systematische analyse van metingen in bodem, water en vegetatie, en de vergelijking daarvan met modeluitkomsten.

Doel van dit rapport is te laten zien hoe monitoring kan worden ingezet als toetsingsbasis die zowel ecologisch verantwoord, juridisch verdedigbaar als maatschappelijk begrijpelijk is. Daarmee sluit dit werk aan bij eerdere gedachtevorming, maar biedt het ook een nadere uitwerking en actualisatie.

Oosterzee, 28 september 2025

Henri Prins

Samenvatting

Hoofdlijn

Dit rapport ontkent het stikstofprobleem niet, maar laat zien dat de effecten vooral lokaal spelen. Waar zich problemen voordoen, zijn lokale oplossingen nodig – en die bestaan, ook zonder direct naar het instrument “uitkoop van bedrijven” te grijpen. Uitkoop is vaak duur, weinig doelmatig en maatschappelijk ongewenst.

Aanleiding

Het Nederlandse natuurbeleid steunt zwaar op stikstofmodellen zoals AERIUS en Kritische Depositiewaarden (KDW's). Deze modellen bieden juridisch houvast, maar schetsen een indirect en vaak te generiek beeld van de ecologische werkelijkheid. Europese Vogel- en Habitatrichtlijn vragen juist om een beoordeling van de feitelijke natuurkwaliteit. Dit rapport onderzoekt daarom in hoeverre systematische monitoring een betrouwbaarder én juridisch robuuster fundament kan vormen, met de Veluwe als casus en toetssteen voor een bredere nationale benadering.

Bevindingen

De analyse laat zien dat monitoring een genuanceerder beeld oplevert dan modellen. Metingen van bodem en water tonen aan dat stikstofdruk sterk varieert per locatie en dat factoren zoals hydrologie, beheer en dynamiek vaak doorslaggevend zijn voor de kwaliteit van habitats. Typische soorten blijken betrouwbare indicatoren: sommige gebieden, zoals het Speulderbos en het Kootwijkerzand, behouden vrijwel alle kernsoorten, terwijl heidevelden en beekdalen duidelijke tekorten vertonen. Ook monitoring van Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten wijst uit dat doelen vaak beter gehaald worden dan modelanalyses voorspellen. Soorten als draaihals, zwarte specht en grauwe klauwier voldoen in de praktijk aan de instandhoudingsdoelen.

Conclusies

Monitoring biedt een betrouwbaarder en juridisch sterker fundament dan stikstofmodellen. Stikstof is een belangrijke, maar lokaal variërende drukfactor. Alleen waar monitoring aantoont dat stikstof daadwerkelijk problemen veroorzaakt én deze te herleiden zijn tot lokale bronnen binnen circa 300 meter, zijn bronmaatregelen doelmatig. Generiek uitkoopbeleid op grotere afstand leidt tot hoge kosten, terwijl het ecologisch effect daarvan moeilijk is na te gaan. Elders zijn juist habitat- en beheermaatregelen effectiever en proportioneel. Monitoring biedt een robuuste basis voor beleid, maar het is belangrijk te onderkennen dat afwezigheid van meetbare effecten niet automatisch betekent dat er geen risico's bestaan. Ecologische processen kunnen vertraagd of indirect zichtbaar worden. Bodemanalyses spelen hierbij een cruciale rol, omdat veranderingen in zuurgraad, nutriënten en basenverzadiging vaak eerder optreden dan vegetatie- of soortenveranderingen en daarmee een vroegtijdig waarschuwingssignaal geven.

Betekenis voor beleid en vergunningverlening

Deze gebiedsgerichte aanpak maakt zichtbaar waar natuur onder druk staat én waar de kwaliteit hoog is. Daarmee wordt beleid doelgerichter, juridisch beter houdbaar en maatschappelijk beter gedragen. Cruciaal is dat monitoring ook een robuust toetsingskader

kan bieden voor vergunningverlening. Wanneer feitelijke gegevens aantonen dat er lokaal geen ecologisch risico bestaat, kunnen projecten die nu vastlopen weer verantwoord doorgang vinden. Zo kan monitoring niet alleen bijdragen aan herstel van natuur, maar ook aan het vlot trekken van de impasse rond vergunningen.

Slotboodschap

De Veluwe fungeert als toetssteen: monitoring biedt een stevig fundament voor ecologisch effectief en juridisch houdbaar natuurbeleid. Stikstofmodellen behouden daarbij een nuttige rol voor beleidsontwikkeling, scenario's en prognoses. De grote onzekerheden en de kritiek op hun juridisering maken echter dat zij niet geschikt zijn als fundament voor juridische toetsing. Monitoring kan fungeren als een effectief toetsingsmiddel voor instandhoudingsdoelen, beheer en vergunningverlening. Zo ontstaat beleid dat ecologisch effectief, juridisch houdbaar én maatschappelijk gedragen is.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Sinds de uitspraak van de Raad van State in 2019, waarmee het Programma Aanpak Stikstof (PAS) ongeldig werd verklaard, staat stikstof centraal in het Nederlandse natuurbeleid. In de daaropvolgende beleidsontwikkeling kregen modelberekeningen met AERIUS en Kritische Depositiewaarden (KDW's) een dominante rol. Deze modellen zijn waardevol als hulpmiddel voor beleidsverkenning en scenarioanalyse, maar ze zijn niet ontworpen om zonder meer als harde juridische toetsingsgrondslag te dienen.

De Commissie Hordijk concludeerde in 2020 dat de AERIUS-calculator in zijn toenmalige vorm niet geschikt was voor vergunningverlening op hectare-schaal, vanwege de grote onzekerheden in de berekeningen. Toch zijn de uitkomsten van AERIUS en KDW's in de praktijk leidend geworden bij vergunningprocedures en juridische toetsing. Dit veroorzaakt spanning tussen de wetenschappelijke bruikbaarheid van modellen enerzijds en hun juridische inzetbaarheid anderzijds.

In recente beleidsdiscussies is bovendien gekozen voor emissie-doelsturing, waarbij reductiedoelen voor landelijke emissies centraal worden gesteld. Het effect hiervan op daadwerkelijke deposities en op de staat van instandhouding van soorten en habitats is echter moeilijk direct te kwantificeren. Hierdoor ontstaat een grotere afstand tussen beleidsdoelen en ecologische werkelijkheid, terwijl het risico bestaat dat maatregelen minder goed aansluiten op de feitelijke situatie in natuurgebieden.

Daarnaast kent de modelmatige benadering een opeenstapeling van onzekerheden. Berekeningen beginnen bij emissiebronnen, worden vertaald naar depositie, en vervolgens naar effecten op bodem, water en soorten via KDW's. Elke schakel brengt onzekerheden met zich mee, die zich statistisch gezien vermenigvuldigen. Dit maakt het lastig om een eenduidig causaal verband te leggen tussen berekende stikstofdepositie en een eventuele achteruitgang van soortenrijkdom of habitatkwaliteit.

Tegen deze achtergrond wordt de noodzaak van systematische natuurmonitoring duidelijk. Monitoring geeft rechtstreeks zicht op de feitelijke toestand van abiotische omstandigheden, typische soorten, vegetatiestructuur en functies, en Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten. Daarmee wordt de ecologische werkelijkheid zichtbaar gemaakt, en ontstaat een fundament dat zowel ecologisch betrouwbaarder is als juridisch beter verdedigbaar dan uitsluitend modelgestuurd beleid.

1.2 Probleemstelling en onderzoeksvraag

1.2.1 Probleemstelling

Het Nederlandse natuurbeleid leunt sterk op modelmatige benaderingen van stikstof, met AERIUS en Kritische Depositiewaarden (KDW's) als centrale instrumenten. Deze geven weliswaar een hanteerbaar en uniform kader voor beleidsvorming, maar sluiten beperkt aan bij de ecologische werkelijkheid in het veld. De Vogel- en Habitatrichtlijn verplicht echter tot beoordeling van de feitelijke staat van instandhouding van habitats en soorten. Hierdoor

ontstaat een discrepantie tussen de juridische praktijk – waarin modellen leidend zijn – en de ecologische praktijk – waarin feitelijke natuurkwaliteit bepalend zou moeten zijn.

1.2.2 Onderzoeksvraag

Tegen deze achtergrond staat in dit rapport de volgende vraag centraal:

“In hoeverre biedt systematische natuurmonitoring een betrouwbaarder en juridisch houdbaarder beeld van de staat van instandhouding van habitats en soorten dan stikstofmodellen, en hoe kan dit bijdragen aan een robuuster natuurbeleid?”

1.2.3 Deelvragen

Om deze hoofdvraag te beantwoorden zijn vier deelvragen uitgewerkt:

1. In welke mate geven lokale metingen van abiotische factoren (zoals vermessing en verzuring) een ander beeld dan modelberekeningen van stikstofdepositie?
2. Hoe bruikbaar zijn typische soorten als indicator voor habitatkwaliteit, vergeleken met de drempelwaarden van KDW's?
3. Wat laten casestudies van ecologische structuur en functies in kerngebieden van de Veluwe zien over de relatie tussen stikstofdruk en feitelijke natuurkwaliteit?
4. Hoe verhouden actuele monitoringgegevens van Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten zich tot de modelgestuurde Natuurdoelanalyses?

1.2.4 Doelstelling

Doel van het rapport is te onderzoeken of systematische monitoring een robuuste basis biedt voor de beoordeling van de staat van instandhouding. Daarmee ontstaat niet alleen een betrouwbaarder ecologisch beeld, maar ook een juridisch houdbaarder fundament voor natuurbeleid en beheer.

1.3 Maatschappelijke context

De stikstofproblematiek is in Nederland niet alleen een ecologische en juridische kwestie, maar ook een maatschappelijk vraagstuk. De nadruk op stikstofmodellen en generieke reductiedoelen heeft geleid tot spanningen tussen natuurbeleid enerzijds en landbouw, bouw en infrastructuur anderzijds.

De dominantie van stikstof als beleidsmaatstaf draagt bij aan polarisatie. Waar beleid sterk leunt op abstracte modelberekeningen, ervaren betrokkenen vaak dat de feitelijke natuurkwaliteit ter plaatse niet overeenkomt met dit sombere beeld. Dit voedt wantrouwen en maakt het lastiger om draagvlak te creëren voor maatregelen.

Juridisch speelt mee dat generieke stikstofreductie slechts beperkt aansluit bij de systematiek van de Vogel- en Habitatrichtlijn, die uitgaat van de feitelijke staat van instandhouding van habitats en soorten. Ook proportionaliteit, zoals vastgelegd in artikel 8 EVRM, komt in het geding wanneer ingrijpende maatregelen worden opgelegd zonder directe relatie met feitelijke ecologische achteruitgang.

In dit spanningsveld groeit de roep om alternatieven die zowel juridisch houdbaar als ecologisch effectief zijn. Monitoring kan bijdragen aan een meer evenwichtige afweging tussen natuur, economie en samenleving, én aan het herstellen van vertrouwen, doordat beleid zichtbaar en toetsbaar wordt gekoppeld aan feitelijke natuurkwaliteit in plaats van abstracte modeluitkomsten. Daarmee biedt deze benadering niet alleen een wetenschappelijke, maar ook een maatschappelijke en bestuurlijke bijdrage aan de discussie, en kan zij een juridisch duurzamer fundament onder het natuurbeleid leggen.

2 Theoretisch kader

2.1 Inleiding

De Europese Vogel- en Habitatrichtlijn verplicht lidstaten periodiek te rapporteren over de staat van instandhouding van soorten en habitattypen in Natura 2000-gebieden. Dit gebeurt via de zogenoemde Standard Data Forms (SDF), waarin per gebied gegevens worden vastgelegd over habitattypen, soorten, drukfactoren en instandhoudingsdoelen. De inhoud van deze formulieren is mede afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens, waardoor de volledigheid en het detailniveau tussen landen en gebieden kan verschillen. Dit onderstreept het belang van systematische en robuuste monitoring, zodat rapportages gebaseerd zijn op feitelijke en reproduceerbare metingen.

De Europese systematiek vraagt om een brede beoordeling, waarin aspecten als verspreiding, oppervlakte, structuur en functies van habitats, en de populatiedynamiek van soorten centraal staan (Directorate-General for Environment, 2017). In Nederland ligt de nadruk in de beoordeling in de praktijk echter sterk op stikstofdepositie en Kritische Depositiewaarden. Daarmee wijkt de Nederlandse benadering af van de door de EU bedoelde werkwijze, die juist uitgaat van een integrale beoordeling van de feitelijke ecologische kwaliteit.

2.2 Indicatoren voor de staat van instandhouding

De staat van instandhouding (Svl) wordt bepaald aan de hand van drie pijlers (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2008; Directorate-General for Environment, 2017):

1. **Abiotische randvoorwaarden**

Habitattypen hebben specifieke eisen aan bodem, waterhuishouding en nutriënten. Afwijkingen hierin leiden vaak tot verschraling of verruiging. Deze condities zijn goed meetbaar via gestandaardiseerde bodem- en wateranalyses, en vormen daarom een betrouwbare basis voor trendduiding (Jansen et al, 2020).

2. **Typische soorten**

Voor elk habitatype is een set van soorten aangewezen die kenmerkend zijn voor een gunstige Staat van Instandhouding (Svl). Hun aanwezigheid geeft direct inzicht in habitatkwaliteit. De betrouwbaarheid van deze indicator ligt in de gestandaardiseerde inventarisatieprotocollen en de brede toepassing in de Europese rapportages (Evans & Arvela, 2011).

3. **Structuur en functies**

Het functioneren van ecosystemen wordt mede bepaald door vegetatiestructuur, dynamiek en sleutelprocessen zoals verjonging en hydrologie. Deze kenmerken zijn betrouwbaar vast te stellen via veldbeoordeling en geven aan of habitats duurzaam kunnen voortbestaan (Bakker et al., 2016).

Daarnaast zijn er de doelstellingen voor specifieke **VHR-soorten**, die rechtstreeks uit de Europese richtlijnen voortvloeien en daarmee een juridisch bindende indicator vormen.

2.3 Samenhang tussen de indicatoren

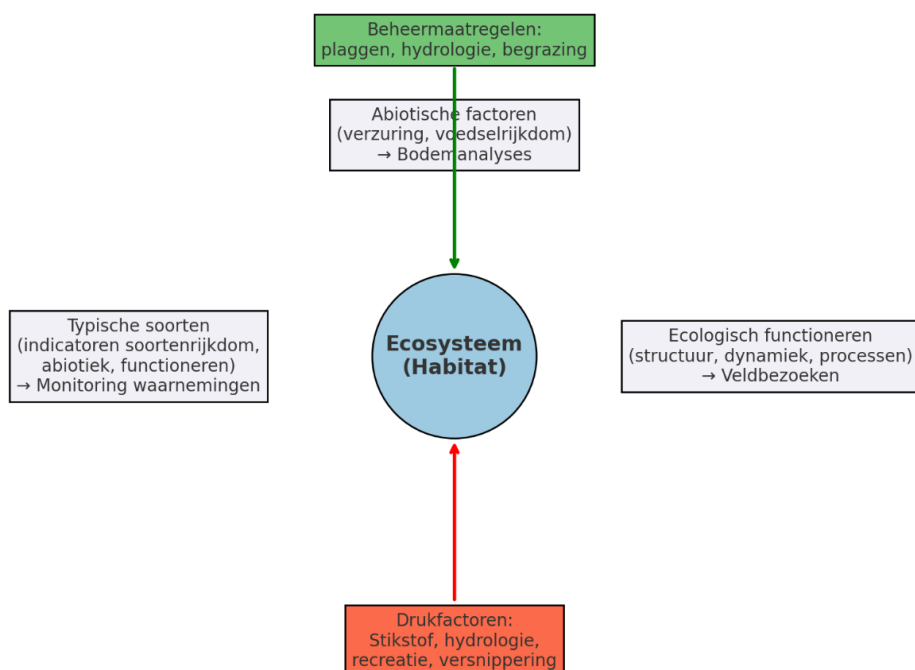
De drie indicatorgroepen zijn onderling sterk verbonden. Afwijkingen in abiotiek (bijv. verzuring, vermesting) werken door in het voorkomen van typische soorten en beïnvloeden sleutelprocessen zoals successie. Omgekeerd geeft het verdwijnen van typische soorten vaak een eerste signaal dat abiotische randvoorwaarden niet langer optimaal zijn.

De habitatprofieldocumenten (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2008) vatten deze samenhang samen in drie hoofdcategorieën:

- **Abiotische factoren** – milieudruk en draagkracht;
- **Typische soorten** – ecologische respons;
- **Ecologisch functioneren** – duurzaamheid van processen.

Drukfactoren (zoals stikstofdepositie of hydrologische verstoring) verzwakken de SvI, terwijl beheermaatregelen (plaggen, maaien, begrazing) bijdragen aan herstel en veerkracht. Dit maakt duidelijk dat SvI altijd in een **ecologisch en beheercontext** moet worden gelezen, niet als statisch gegeven.

Figuur 2.1 geeft dit beoordelingskader schematisch weer: de drie categorieën kwaliteitseisen vormen de kern van de beoordeling, terwijl drukfactoren (rode pijl) de kwaliteit negatief kunnen beïnvloeden en beheermaatregelen (groene pijl) juist bijdragen aan herstel en behoud.



Figuur 2.1. Kwaliteitseisen voor habitats volgens de profieldocumenten, en hun relatie tot drukfactoren en beheermaatregelen

2.4 Beoordelingssystematiek en leeswijzer

De beoordeling van de staat van instandhouding in Nederland vindt plaats aan de hand van de zogeheten leeswijzer en de bijbehorende profielfdocumenten. Deze documenten vertalen de verplichtingen uit de Vogel- en Habitatrichtlijn naar concrete beoordelingscriteria voor soorten en habitattypen. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in drie hoofdcategorieën: abiotische factoren, typische soorten en ecologisch functioneren. Deze sluiten aan bij de kwaliteitscriteria die in de Europese richtlijnen zijn vastgelegd en die de basis vormen voor de Standard Data Forms (SDF's) waarmee lidstaten periodiek rapporteren aan de Europese Commissie (European Commission, 2011).

De leeswijzer geeft richting aan hoe de kwaliteit van habitats in Nederland moet worden beoordeeld. In de praktijk betekent dit dat voor elk habitatype is vastgelegd welke typische soorten relevant zijn, welke abiotische randvoorwaarden als essentieel worden beschouwd, en welke functies en structuren minimaal aanwezig moeten zijn. Deze systematiek biedt daarmee een breder kader dan alleen stikstof, omdat meerdere milieudrukfactoren en ecologische processen expliciet worden meegenomen.

Hoewel de Nederlandse profielfdocumenten in hoofdlijnen aansluiten bij de SDF-methodiek, is er in de praktijk sprake van variatie in volledigheid, aannames en standaardisering. In sommige gevallen worden gegevens op basis van expert judgement ingevuld, of ontbreekt er systematische informatie over trends in ecologisch functioneren. Dit maakt de vergelijkbaarheid tussen gebieden en habitats minder robuust. Vanuit juridisch oogpunt is dit relevant, omdat Europese toetsing steeds nadrukkelijker vraagt om feitelijke, systematisch verzamelde gegevens in plaats van aannames of modeluitkomsten (EU-rapportagehandleiding: Directorate-General for Environment, 2017). Ook de Commissie Remkes (2020) heeft bekritiseerd dat beleid en vergunningverlening te eenzijdig op stikstofmodellen leunen en dat feitelijke monitoring van natuurkwaliteit en integrale drukfactoren achterblijft.

Daarmee ontstaat een spanningsveld: de EU-systematiek is breed en vraagt om feitelijke monitoring, terwijl het Nederlandse natuurbeleid in de praktijk sterk is toegespitst op stikstofdepositie en Kritische Depositiewaarden. Het gevolg is dat de beoordelingssystematiek zoals vastgelegd in de leeswijzer en de profielfdocumenten niet altijd volledig wordt benut. In dit verband is relevant dat voor de uitvoering van natuurdoelanalyses in Nederland de *Handreiking Natuurdoelanalyse – eerste cyclus* is opgesteld (BIJ12/IPSN, 2022). Deze handreiking geeft richting aan de gegevens, analysemethoden en beoordelingsprincipes die minimaal deel moeten uitmaken van een Natuurdoelanalyse (NDA) en fungeert als landelijk vastgelegd kader. Door hierop aan te sluiten, wordt geborgd dat de beoordeling in dit rapport consistent is met de nationale standaard en aansluit bij de kaders die ook door de Ecologische Autoriteit in haar adviezen worden gehanteerd.

2.5 Relatie tot bestaande literatuur

De wetenschappelijke en beleidsmatige literatuur over stikstof en natuurkwaliteit kent verschillende invalshoeken.

Een eerste stroming richt zich sterk op modelmatige analyses van emissies, deposities en Kritische Depositiewaarden. Voorbeelden hiervan zijn Bobbink et al. (2010), De Vries et al. (2017) en het Planbureau voor de Leefomgeving (2019). Deze studies leveren waardevolle inzichten op in de mogelijke risico's voor natuur, maar blijven vaak op een abstract niveau.

Daarnaast is er literatuur die de nadruk legt op lokale ecologische factoren zoals hydrologie, beheer en habitatdynamiek, en laat zien dat stikstof zelden de enige bepalende factor is. Voorbeelden zijn Bakker et al. (2016), Van Diggelen et al. (2018), Jansen et al. (2020) en het Planbureau voor de Leefomgeving (2023).

Ten slotte bestaat er een juridische en beleidsmatige invalshoek, waarin de interpretatie van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn en de staat van instandhouding centraal staat (bijv. Evans & Arvela, 2011; Verschuuren, 2015).

Dit rapport positioneert zich in dit spectrum door expliciet de brug te slaan tussen ecologische monitoring en juridische toetsbaarheid. Waar modelstudies indicatief zijn, richt dit rapport zich op feitelijke gegevens uit monitoring als basis voor de beoordeling van de staat van instandhouding. Daarmee sluit het aan bij de Europese verplichtingen en vult het de bestaande literatuur aan met een meer praktisch en juridisch houdbaar perspectief.

2.6 Rol van modellen in beleid en recht

Modelmatige analyses hebben zonder twijfel een waardevolle rol in het natuurbeleid. Zij maken het mogelijk om emissiebronnen in beeld te brengen, trends te verkennen en scenario's door te rekenen. Daarmee zijn modellen een nuttig instrument voor beleidsmatige ondersteuning en strategische besluitvorming.

Wel moet scherp worden onderkend dat modellen altijd gebaseerd zijn op aannames en dat onzekerheden zich opstapelen bij elke stap: van emissie, via atmosferische depositie, tot effecten op habitats en soorten. Door de opeenstapeling van onzekerheden zijn modellen slechts indicatief en vormen zij geen voldoende basis voor een juridisch toetsingskader.

De Commissie-Hordijk benadrukte dit al in haar advies (2020): het model AERIUS was in zijn toenmalige vorm niet doelgeschikt voor vergunningverlening op hectare-schaal, vanwege het detailniveau en de onzekerheidsmarges. De commissie adviseerde verbetering voordat het model op dat niveau zou worden ingezet. In de praktijk betekent dit dat toetsing van individuele bedrijven of projecten niet uitsluitend op modeluitkomsten kan steunen.

In de Nederlandse beleidspraktijk wordt de juridische toetsing van Natura 2000-gebieden echter nog sterk op modeluitkomsten gebaseerd. Dit blijkt onder meer uit de beantwoording van Kamervragen, waarin het kabinet benadrukt dat verslechtering primair wordt beoordeeld aan de hand van systematiek en instrumentarium zoals de leeswijzer en AERIUS (Tweede Kamer der Staten-Generaal, 2025). Daarmee wordt bevestigd dat de huidige

rechtspraak nog maar beperkt ruimte laat voor een bredere, monitoringsgerichte benadering.

Daarmee ontstaat een duidelijke werkverdeling. Daarmee ontstaat een duidelijke werkverdeling: modellen zijn waardevol als hulpmiddel voor beleid, scenario's en verkenningen, terwijl de juridische toetsing primair moet steunen op feitelijke monitoring van habitats en soorten. Zo wordt recht gedaan aan de rol van modellen, maar wordt tegelijkertijd voorkomen dat hun onzekerheden het fundament vormen van een juridische beoordeling.

3 Juridisch kader

3.1 Europese verplichtingen

De bescherming van habitats en soorten in Nederland vloeit rechtstreeks voort uit de Vogelrichtlijn (1979) en de Habitatrichtlijn (1992). Samen vormen deze richtlijnen de juridische basis voor het Natura 2000-netwerk. Lidstaten zijn verplicht om voor aangewezen gebieden de instandhouding van soorten en habitattypen te waarborgen en te voorkomen dat deze verslechteren.

Kernbegrip daarbij is de staat van instandhouding (Svl). Artikel 1 van de Habitatrichtlijn definieert dit zowel voor habitats (verspreiding, oppervlakte, structuur en functies, typische soorten) als voor soorten (populatie dynamiek, leefgebied, verspreidingsgebied). Lidstaten moeten periodiek rapporteren over de Svl en passende maatregelen nemen om deze te behouden of te herstellen.

De EU-richtlijnen schrijven daarbij een brede benadering voor, waarin verschillende ecologische dimensies worden meegenomen. Deze integrale invalshoek sluit ook aan bij Artikel 2, lid 3 van de Habitatrichtlijn, waarin is vastgelegd dat bij de uitvoering van de richtlijn niet alleen ecologische, maar ook economische, sociale en culturele omstandigheden moeten worden meegewogen. Daarmee wordt bevestigd dat natuurbeleid steeds in een bredere maatschappelijke context geplaatst moet worden. In Nederland ligt de nadruk in de praktijk relatief sterk op stikstofdepositie en Kritische Depositiewaarden (KDW's). Dit accent wijkt af van de bredere systematiek die in de richtlijnen is voorzien, waar monitoring van habitats en soorten als geheel centraal staat.

3.2 Nationale vertaling en monitoringsopzet

Het Natura 2000-stelsel vereist dat de staat van instandhouding systematisch wordt gemonitord. Daarbij zijn drie categorieën indicatoren van belang: abiotische randvoorwaarden, typische soorten en ecologische functies en structuren. Deze categorieën zijn uitgewerkt in de Nederlandse profielfragmenten en sluiten aan bij de Europese rapportageverplichtingen.

De gegevens die in dit kader worden verzameld, vormen de basis voor de zogeheten Standard Data Forms (SDF's) die elke lidstaat voor zijn Natura 2000-gebieden moet aanleveren. Deze formulieren bevatten informatie over de verspreiding, kwaliteit, drukfactoren en instandhoudingsdoelen. De mate waarin gegevens volledig en systematisch beschikbaar zijn, kan per lidstaat en per habitatype verschillen.

Een meer gedetailleerde uitwerking van de indicatoren en methodieken voor monitoring is opgenomen in **Bijlage X**.

3.3 De Nederlandse praktijk

In de Nederlandse beleidspraktijk ligt de nadruk bij de beoordeling van Svl vaak sterk op stikstofdepositie en Kritische Depositiewaarden (KDW's). Daarmee verschilt de Nederlandse benadering in accenten van de brede systematiek die de Europese richtlijnen voorschrijven.

In de Standard Data Forms wordt doorgaans informatie opgenomen over habitats, soorten en drukfactoren, maar de onderbouwing in Nederland steunt relatief zwaar op modelberekeningen van stikstofdepositie. Feitelijke ecologische monitoring speelt wel een rol, maar krijgt in de beleidspraktijk minder gewicht dan in sommige andere lidstaten, waar systematische veldgegevens een centralere plaats innemen.

Dit rapport beschouwt deze Nederlandse focus niet als formeel “onjuist” of “in strijd met de EU-systematiek”, maar constateert dat de nadruk op stikstof leidt tot een relatief eenzijdige beoordeling. Daardoor bestaat het risico dat andere relevante drukfactoren, zoals hydrologie, versnippering of beheer, minder in beeld komen.

3.4 Kritische Depositiewaarden (KDW's)

In Nederland spelen Kritische Depositiewaarden (KDW's) een centrale rol in de beoordeling van stikstofeffecten. Een KDW geeft de berekende grenswaarde aan waarboven negatieve effecten op een habitattype waarschijnlijk worden geacht (Wamelink et al, 2023). In beleid en vergunningverlening zijn KDW's daarmee vaak leidend geworden.

Tegelijkertijd bestaan er belangrijke kanttekeningen bij de validiteit en toepassing van KDW's. De waarden zijn gebaseerd op een combinatie van internationale literatuur, expert judgement en modelmatige aannames. Daardoor bestaat er een zekere bandbreedte en onzekerheid. Bovendien kunnen rekenkeuzes en herzieningen (bijvoorbeeld rond hersteldoelen of hexagonale indeling in AERIUS) leiden tot verschuivingen in de gehanteerde waarden. Dit maakt dat KDW's in de praktijk eerder als signaleringsinstrument bruikbaar zijn dan als juridisch harde norm.

De beperkingen van KDW's zijn de afgelopen jaren in meerdere onderzoeken en beleidsadviezen benadrukt. Zo concludeerde de Commissie-Hordijk (2020) al dat het gebruik van KDW's op zeer lokaal niveau (bijvoorbeeld hectare-schaal) problematisch is vanwege de onzekerheidsmarges. Recente verkenningen, zoals het Eindverslag Werkgroep alternatieven voor de KDW (Rijksoverheid, 2024), onderzoeken bovendien of andere benaderingen, zoals bredere ecologische kwaliteitsindicatoren, geschikter kunnen zijn. Ook ecologische studies van o.a. Wageningen University & Research laten zien dat ecosystemen soms minder uniform gevoelig zijn voor stikstof dan de huidige KDW-systematiek veronderstelt.

Samenvattend zijn KDW's waardevol als beleidsmatig hulpmiddel om risico's te signaleren en beleid richting te geven. Tegelijkertijd zijn zij, gezien de onzekerheidsmarges en rekenkeuzes, minder geschikt om op zeer lokaal niveau als enige juridische toetsingsgrond te dienen (De Vries et al., 2022). Voor de beoordeling van de staat van instandhouding is feitelijke monitoring van habitats en soorten daarom onmisbaar, in lijn met de systematiek van de Vogel- en Habitatrichtlijn.

3.5 Lessen uit Europese context

De uitwerking van de Europese richtlijnen laat zien dat er ruimte is voor verschillende interpretaties en accenten per lidstaat. Sommige landen leggen de nadruk op uitgebreide veldmonitoring, andere combineren veldmetingen en modellen, en weer andere werken vooral met expert judgement. Zo legt Duitsland relatief sterk de nadruk op systematische

veldmonitoring, terwijl Denemarken meer inzet op scenariomodellen in combinatie met expert judgement.

Voor Nederland ligt hier een kans om te leren van ervaringen in andere lidstaten. Met name het sterker benutten van feitelijke monitoringgegevens kan bijdragen aan een meer evenwichtige beoordeling van de staat van instandhouding en een juridisch robuuster fundament. Door deze gegevens vervolgens te verwerken in de SDF's, wordt beter aangesloten bij de bedoeling van de Europese richtlijnen en bij de praktijk in andere landen.

3.6 Conclusies

De Europese Vogel- en Habitatrichtlijn vormen het juridische fundament voor de bescherming van habitats en soorten in Natura 2000-gebieden. De daarbij behorende systematiek vraagt om een brede beoordeling van de staat van instandhouding, gebaseerd op feitelijke monitoring en periodieke rapportages via de Standard Data Forms.

Nederland sluit in zijn beleidspraktijk formeel aan bij deze systematiek, maar legt in de uitvoering een sterk accent op stikstof en Kritische Depositiewaarden. Dat levert weliswaar juridische houvast, maar kan leiden tot een eenzijdig beeld waarin andere drukfactoren en ecologische processen minder aandacht krijgen.

Door sterker gebruik te maken van feitelijke monitoring en door ervaringen uit andere lidstaten te benutten, kan de Nederlandse benadering dichter aansluiten bij de geest van de Europese richtlijnen. Dit biedt niet alleen ecologisch meer inzicht, maar vergroot ook de juridische houdbaarheid van beleid en beheer.

In het volgende hoofdstuk wordt ingezoomd op de rol van stikstof in dit bredere kader en hoe dit zich vertaalt naar de Veluwe.

4 Abiotische factoren

4.1 Databeschrijving

4.1.1 Inleiding

Het gangbare beeld in het Nederlandse stikstofdebat is dat ons land, en in het bijzonder natuurgebieden als de Veluwe, ernstig te lijden hebben onder stikstofdepositie. De meest ingrijpende gevolgen die daarbij worden genoemd, zijn verzuring en vermeting van kwetsbare natuur, met het verdwijnen van typische soorten en het achteruitgaan van ecosystemen als gevreesd resultaat. Dit beeld is diep verankerd in beleid en publieke discussie en vormt vaak de rechtvaardiging voor generieke bronmaatregelen.

Tegelijkertijd laten de vernieuwde landelijke doelen voor Natura 2000-habitattypen en -soorten (LVVN 2024) zien dat de Europese verplichting primair gericht is op het bereiken van een *gunstige staat van instandhouding*. Deze doelen zijn concreter dan voorheen, maar bevatten géén landelijke grenswaarden voor abiotische condities zoals stikstofdepositie, pH of grondwaterstanden. De beoordeling van abiotische factoren is daarmee nadrukkelijk een gebiedsgerichte opgave, waarbij monitoring en lokale kennis onmisbaar zijn.

In dit hoofdstuk wordt daarom expliciet onderzocht hoe het werkelijk gesteld is met verzuring en vermeting op de Veluwe, tegen de achtergrond van vele decennia stikstofdepositie. Daarbij wordt gekeken naar trends in bodem, water en vegetatie, en naar de vraag in hoeverre deze processen daadwerkelijk het functioneren van ecosystemen en de aanwezigheid van typische soorten bepalen. Het hoofdstuk beoogt daarmee niet alleen een feitelijke stand van zaken te geven, maar ook een bijdrage te leveren aan een meer genuanceerd en ecologisch onderbouwd perspectief op natuurkwaliteit herstel.

4.1.2 Bodemonsters en habitats

Voor de Veluwe en omliggende zandgronden zijn ruim 1000 bodemonsters beschikbaar, verspreid over meerdere Natura 2000-habitattypen. Deze monsters zijn verzameld in verschillende onderzoeksprogramma's en publicaties (Weijters et al., 2020; Weijters et al., 2020; Weijters et al., 2024; De Jong et al., 2024; Vlaar et al., 2024; Eurofins, 2025).

Tabel 4.1 Overzicht van gebruikte databronnen

Omschrijving	Aantal monsters	Aantal locaties	Bron
Oude eikenbossen Veluwe	120	9	Weijters et al, 2020
Schraallanden Veluwe	597	31	Weijters et al, 2020
Heidevelden en stuifzanden Gelderland	194	11	Weijters et al, 2024
Bossen op zandgronden	136	7 bostypen	De Jong et al, 2024
Diverse natuur op zandgrond	94	39	Eurofins, 2025
Diverse natuur op zandgrond	101	11	Vlaar et al, 2024

Tabel 4.1 geeft per habitattype een overzicht van het aantal monsters, het aantal bemonsterde locaties en de herkomst van de gegevens.

4.1.3 Beschikbare variabelen

De datasets bevatten metingen die relevant zijn voor verzuring (o.a. pH, basenpool, Ca/Al-ratio) en vermesting (o.a. minerale stikstof, C/N-verhouding, P-Olsen). Deze variabelen zijn in de oorspronkelijke studies volgens gestandaardiseerde analysemethoden bepaald. De definities, herkomst en interpretatie van deze indicatoren worden nader toegelicht in paragraaf 4.2 (Methode).

4.2 Methode

4.2.1 Selectie van indicatoren

Voor de beoordeling van de abiotische omstandigheden is gekozen voor zes indicatoren die internationaal erkend zijn als meest relevant voor verzuring en vermesting in terrestrische habitats op zandgronden. De selectie sluit aan bij de Habitatprofielen Natura 2000 (Ministerie van LNV, 2014), internationale literatuur (o.a. Ulrich, 1983; Bobbink et al., 1998; De Vries et al., 2017) en de beoordelingssystematiek van de Ecologische Autoriteit.

De gebruikte verzuringsindicatoren zijn:

- **pH-H₂O**: De zuurgraad van de bodem is de meest directe en breed toepasbare maat voor verzuring. Een afwijkende pH beïnvloedt de beschikbaarheid van voedingsstoffen en kan leiden tot toxische concentraties van metalen zoals aluminium en mangaan. pH vormt daarmee een primaire indicator voor de ecologische geschiktheid van bodems.
- **Basenpool**: De voorraad aan basische kationen (Ca, Mg, K, Na) bepaalt in welke mate een bodem verzurende stoffen kan neutraliseren. Een ruime basenvoorraad betekent dat het ecosysteem langdurig bestand is tegen externe verzurende belasting. Zodra de basenpool echter uitgeput raakt, kan zelfs een beperkte extra depositie leiden tot snelle verzuring, nutriëntentekorten en verlies van habitatkwaliteit. De basenpool is daarmee een essentiële maat voor de bufferende capaciteit en het herstelpotentieel van de bodem.
- **Ca/Al-ratio**: De verhouding tussen calcium en oplosbaar aluminium in de bodemoplossing is een kritische grens voor wortelgroei en boomvitaliteit. Een lage Ca/Al-ratio wijst op een verhoogd risico op wortelschade, verminderde nutriëntenopname en afnemende vitaliteit van vegetaties. Daarom wordt dit internationaal gezien als een sleutelindicator voor verzuringsstress in bossen en heiden.

Om de vermesting te beoordelen zijn gebruikt:

- **Minerale stikstof (N_{min})**: Deze indicator geeft direct inzicht in de beschikbaarheid van ammonium en nitraat in de bodem. Een overschot leidt tot dominantie van snelgroeiende soorten en verdringing van kenmerkende, soortenrijke vegetaties. N_{min} is daarmee de meest directe maat voor actuele stikstofbelasting in habitats.

- **P-Olsen:** Fosfaat is vaak de limiterende voedingsstof in schrale ecosystemen. Een te hoge beschikbaarheid werkt als katalysator voor stikstofeffecten en kan leiden tot snelle verzuuring en verlies van typische soorten. Omdat fosfaat in de bodem langdurig beschikbaar blijft, is P-Olsen cruciaal om structurele verrijking te duiden.
- **C/N-ratio:** De verhouding tussen koolstof en stikstof in organisch materiaal geeft inzicht in de mineralisatieprocessen en de balans tussen stikstofvastlegging en -vrijgave. Een lage C/N-ratio duidt op verhoogde stikstofbeschikbaarheid en snelle afbraak, terwijl een hoge ratio wijst op trage mineralisatie en stikstofbinding. De C/N-ratio fungeert daarmee als aanvullende indicator die trends in stikstofbeschikbaarheid over langere termijn zichtbaar maakt.

Samenvattend: Deze zes indicatoren vullen elkaar aan en geven samen een robuust beeld van de abiotische randvoorwaarden voor habitatkwaliteit. pH, basenpool en Ca/Al-ratio zijn bepalend voor de mate van verzuring en de vitaliteit van vegetaties, terwijl Nmin, P-Olsen en de C/N-ratio inzicht geven in de actuele en structurele mate van vermessing. Juist in samenhang maken zij zichtbaar waar risico's optreden en waar herstelperspectief aanwezig is.

4.2.2 Dataharmonisatie

De beschikbare datasets bevatten niet altijd alle indicatoren. Waar nodig zijn conversies of schattingen toegepast (bijv. pH-H₂O uit pH-KCl, berekening van de basenpool uit Ca/Mg/K/Na). Een overzicht van deze rekenregels en gehanteerde eenheden is opgenomen in Bijlage 1 "Afleiding van de zes indicatoren per categorie".

4.2.3 Indeling in klassen

Alle indicatoren zijn ingedeeld in vijf klassen (te laag, laag, optimaal, hoog, te hoog). De klassegrenzen zijn gebaseerd op de *Habitatprofielen* (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2014) en aanvullende literatuur (Ceulemans et al., 2011; Cronan & Grigal, 1995; Gundersen et al., 1998). Voor enkele habitattypen zijn aangepaste ranges gebruikt (bijv. heiden; De Graaf et al., 1997; Dorland et al., 2003). De volledige klasse-indelingen per indicator en habitatype zijn opgenomen in Bijlage 2 "Grenswaarden voor klasse-indeling".

Voor bosvegetaties wordt doorgaans een Ca/Al-ratio van 1,0 in de bodemoplossing gehanteerd als kritische ondergrens voor vitaliteit (Cronan & Grigal, 1995). Voor heide- en schraallandhabitats ligt de situatie anders. Diverse karakteristieke soorten van deze habitats blijken relatief tolerant voor verhoogde aluminiumconcentraties. Experimenteel onderzoek toont aan dat soorten als *Struikheide* ook bij hogere Al-belastingen functioneren (De Graaf et al., 1997). Bovendien laten recente bodemonderzoeken in droge heiden zien dat de Ca/Al-ratio in de praktijk doorgaans < 0,5 mol/mol is, en op sommige locaties zelfs rond 0,4 mol/mol, zonder dat dit leidt tot verlies van kenmerkende soorten (Ecologische Autoriteit, 2022a, 2022b). Dit beeld wordt bevestigd door een brede inventarisatie van heide- en bosbodems in Nederland: Weijters & Bobbink (2024) vonden in ruim 300 bodemonsters van droge heide dat de meeste waarden onder de kritische grens van 0,5 mol/mol lagen, waarbij negatieve effecten vooral bij zeer lage ratio's zichtbaar werden. In dit rapport is

daarom een aangepaste indeling gehanteerd: een Ca/Al-ratio > 0,5 wordt als goed beoordeeld, 0,2–0,5 als matig en < 0,2 als ongunstig voor heide- en schraallandschappen.

4.2.4 Samengestelde indicatoren

Voor elk thema is één leidende indicator aangewezen: pH-H₂O (verzuring) en N_{min} (vermesting). Indien ondersteunende indicatoren ongunstig scoren, wordt het eindoordeel één klasse neerwaarts bijgesteld. Dit principe van een voorzichtige interpretatie is uitsluitend toegepast bij de samengestelde totaalbeoordelingen van verzuring en vermesting. Daarmee wordt voorkomen dat incidentele meetfluctuaties of methodische onzekerheden leiden tot een te positief totaalbeeld. Voor de afzonderlijke indicatoren (zoals pH, Ca/Al en P-Olsen) zijn de feitelijke meetwaarden gepresenteerd zonder correctie.

De keuze voor deze voorzichtige aanpak heeft voordelen en nadelen: zij verkleint de kans dat de natuurkwaliteit wordt overschat, maar kan ertoe leiden dat positieve ontwikkelingen in de totaalscore worden onderschat. Alternatieve benaderingen – bijvoorbeeld gebaseerd op gemiddelde waarden of trends – zijn mogelijk, maar in dit onderzoek is gekozen voor de ondergrens van de plausibele bandbreedte, om de robuustheid van de beoordeling te waarborgen.

Een fictief voorbeeld is opgenomen in het kader 4.1.

Kader 4.1 – Voorbeeld van beoordeling van één locatie

Een heidelocatie op de Veluwe had de volgende waarden:

- pH-H₂O: 4.2 (klasse *optimaal*)
- Ca/Al-ratio: 0,4 (klasse *laag*)
- Basenpool: 10 mol⁺/ha (klasse *laag*)

Volgens de systematiek wordt pH gebruikt als leidende indicator. In dit voorbeeld is deze optimaal. Omdat echter zowel de Ca/Al-ratio en de basenpool in de ongunstige klasse valt, wordt het eindoordeel één klasse neerwaarts bijgesteld: '**verzuurd**'.

4.2.5 Data-analyse

Per habitat en locatie is een klasse vastgesteld voor alle zes indicatoren. De resultaten zijn samengevat in tabellen per habitatype (bos, heide, schraalland) en voor alle habitats gezamenlijk. Op basis hiervan zijn samengestelde verzurings- en vermestingsindicatoren berekend.

4.2.6 Beperkingen

De methode is reproduceerbaar, maar kent enkele beperkingen:

- Analytische methoden verschillen per bron (B-ware, WUR, RIVM), wat kleine afwijkingen kan veroorzaken.
- Klassegrenzen zijn gebaseerd op literatuur en expert judgement; ecologische respons verloopt vaak gradueel.

- De waarden zijn gebaseerd op momentopnamen; seizoens- en jaarschommelingen zijn niet volledig meegenomen.

Ondanks deze beperkingen biedt de methode een transparant en conservatief kader om de bodemchemische toestand van habitats systematisch te vergelijken met de ecologische randvoorwaarden.

4.2.7 Analyse per habitat

Voor alle locatie-habitatcombinaties is per indicator bepaald in welke klasse deze zich bevindt (Bijlage 4 “Waarden abiotische factoren per locatie”). De resultaten zijn berekend en getabelleerd over de gehele data set en per habitattype (bos, heide, schraalland). Dat geldt eveneens voor de samengestelde verzurings- en vermestingsindicatoren.

4.3 Resultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van de analyse van de zes abiotische indicatoren (zie paragraaf 4.2.1). De presentatie volgt de indeling in verzuring en vermesting. Eerst wordt ingegaan op de mate van verzuring, met afzonderlijke aandacht voor alle habitats gezamenlijk en voor de belangrijkste onderscheiden habitattypen (bossen, heiden en schraallanden). Vervolgens wordt de vermesting behandeld in dezelfde structuur. Daarna volgt een samenvatting van de gecombineerde eindbeoordeling. De resultaten zijn weergegeven in de tabellen 4.2 tot en met 4.9 en worden in de tekst geïnterpreteerd en toegelicht. Bijlage 4 “Waarden abiotische factoren” bevat de gebruikte abiotische factoren van de onderzochte locaties met de beoordeling van de resultaten. Een te hoge verzuring/vermesting wordt aangegeven met een rode kleur; een hoge verzuring/vermesting met oranje; een optimale verzuring/vermesting met groen. Omdat een lage voedselrijkdom of een lage zuurgraad (d.w.z. hoge pH) ecologisch gezien geen ernstige consequentie heeft, zijn ook deze aangegeven met een groene kleur.

4.3.1 Verzuring

De analyse toont dat verreweg de meeste onderzochte habitats niet sterk verzuurd zijn. Sterke verzuring komt op heiden en schraallanden nauwelijks voor, maar doet zich in de bossen wél regelmatig voor.

Wanneer alle habitats gezamenlijk worden beschouwd, valt 58% van de locaties in de optimale klasse voor verzuring. Slechts 12% wordt beoordeeld als *sterk verzuurd*). Op dertien procent van de locaties blijkt de zuurgraad aan de basische kant te zijn. Ecologisch gezien is dat een minder groot probleem dan een te sterke verzuring. Daarom zijn deze klassen eveneens met een groene kleur aangegeven (Tabel 4.2).

De verschillen tussen habitats zijn echter groot:

- **Bossen:** Slechts 21% van de locaties scoort optimaal. Daarentegen is 35% *sterk verzuurd* en nog eens 35% *matig verzuurd*. De lage Ca/Al-ratio's en basenvoorraden bevestigen dat bosbodems de meest kwetsbare habitatcategorie zijn (Tabel 4.3).
- **Heiden:** 73% van de locaties scoort optimaal. Er zijn geen locaties met een *sterk vermeste* bodem, maar 15% wordt als *matig zuur* beoordeeld. Dit duidt erop dat

heiden overwegend gunstig scoren, met slechts enkele marginaal verzuurde situaties (Tabel 4.4).

- **Schraallanden:** 77% van de locaties scoort optimaal, 2% *sterk verzuurd* en 2% *matig*. Daar staat tegenover dat 12% een *te hoge* pH heeft (Tabel 4.5).

Samenvattend: verzuring is vooral een probleem in bossen, waar twee derde deel van de locaties ongunstig scoort. Heiden en schraallanden laten daarentegen overwegend gunstige waarden zien, met slechts beperkte afwijkingen.

Tabel 4.2 Overzicht verzuringsindicatoren – alle habitats

Klasse	pH-H2O	Ca/Al	Basenpool	Eindoordeel verzuring
Sterk verzuurd	5%	24%	10%	12%
Matig verzuurd	10%	15%	14%	17%
Optimaal	71%	61%	26%	58%
Basisch	6%	0%	19%	6%
Te basisch	7%	0%	31%	7%

Tabel 4.3 Overzicht verzuringsindicatoren – bossen

Klasse	pH-H2O	Ca/Al	Basenpool	Eindoordeel verzuring
Sterk verzuurd	12%	62%	12%	35%
Matig verzuurd	29%	9%	0%	35%
Optimaal	50%	29%	18%	21%
Basisch	0%	0%	0%	0%
Te basisch	9%	0%	70%	9%

Tabel 4.4 Overzicht verzuringsindicatoren – heiden

Klasse	pH-H2O	Ca/Al	Basenpool	Eindoordeel verzuring
Sterk verzuurd	0%	12%	16%	0%
Matig verzuurd	0%	30%	42%	15%
Optimaal	88%	58%	32%	73%
Basisch	12%	0%	11%	12%
Te basisch	0%	0%	0%	0%

Tabel 4.5 Overzicht verzuringsindicatoren – schraallanden

Klasse	pH-H2O	Ca/Al	Basenpool	Eindoordeel verzuring
Sterk verzuurd	2%	0%	8%	2%
Matig verzuurd	2%	9%	13%	2%
Optimaal	77%	91%	33%	77%
Basisch	7%	0%	38%	7%
Te basisch	12%	0%	10%	12%

4.3.2 Vermesting

Ook blijkt dat een te hoge voedselrijkdom (ernstige vermessing) relatief weinig voorkomt; matige vermessing is wel regelmatig aan de hand. Uit de bodemanalyses blijkt dat heide over het algemeen nauwelijks vermest is, maar schraallanden en bossen vaak met een hogere mate van vermessing te maken hebben.

Over alle habitats samen valt 11% in de klasse *sterk vermest*, en ongeveer een kwart (23%) wordt in de klasse *matig vermest* geplaatst. Ruim de helft van de locaties scoort *optimaal* voor vermessing en een deel is voedselarm (Tabel 4.6). Daarmee is vermessing duidelijker aanwezig dan verzuring, al blijft de meerderheid binnen de optimale of lage klassen.

De verschillen tussen habitats zijn groot:

- **Bossen:** 52% van de locaties scoort *optimaal*. Toch valt 7% in de klasse *sterk vermest* en 18% in *matig vermest*, vooral door verhoogde P-waarden. Bossen zijn daarmee gematigd gevoelig voor vermessing (Tabel 4.7).
- **Heiden:** 68% van de locaties scoort **optimaal**. Slechts 8% valt in de klasse *sterk vermest* of *matig vermest*. Dit betekent dat vermessing in heiden overwegend beperkt blijft, al is een minderheid van de locaties duidelijk verrijkt (Tabel 4.8).
- **Schraallanden:** Hier is vermessing het meest uitgesproken: een 10% sterk van de locaties is *sterk vermest* en nog eens 33% *matig vermest*. Vooral P-Olsen laat bij meer dan de helft van de locaties te hoge waarden zien, wat duidt op langdurige fosfaatbelasting (Tabel 4.9).

Tabel 4.6 Overzicht vermessingsindicatoren – alle habitats

Klasse	Nmin	C/N	P-Olsen	Eindoordeel vermessing
Sterk vermest	6%	9%	32%	11%
Matig vermest	6%	14%	9%	23%
Optimaal	69%	64%	56%	51%
Voedselarm	18%	8%	2%	14%
Te voedselarm	1%	5%	1%	1%

Tabel 4.7 Overzicht vermessingsindicatoren – bossen

Klasse	Nmin	C/N	P-Olsen	Eindoordeel vermessing
Sterk vermest	7%	6%	35%	18%
Matig vermest	11%	12%	14%	11%
Optimaal	63%	58%	50%	52%
Voedselarm	19%	21%	0%	19%
Te voedselarm	0%	3%	3%	0%

Tabel 4.8 Overzicht vermestingsindicatoren – heiden

Klasse	Nmin	C/N	P-Olsen	Eindoordeel vermesting
Sterk vermest	4%	12%	4%	4%
Matig vermest	4%	29%	4%	12%
Optimaal	72%	53%	84%	68%
Voedselarm	20%	0%	8%	16%
Te voedselarm	0%	6%	0%	0%

Tabel 4.9 Overzicht vermestingsindicatoren – schraallanden

Klasse	Nmin	C/N	P-Olsen	Eindoordeel vermesting
Sterk vermest	7%	9%	40%	10%
Matig vermest	2%	10%	12%	33%
Optimaal	74%	72%	48%	45%
Voedselarm	15%	2%	0%	10%
Te voedselarm	2%	7%	0%	2%

Invloed van P-Olsen

De eindbeoordeling van vermesting wordt in belangrijke mate bepaald door P-Olsen. Deze indicator laat veel vaker hoge of te hoge waarden zien dan Nmin of C/N. Dit is ecologisch relevant: fosfaat in de bodem wordt traag gebufferd en blijft lang beschikbaar voor planten, waardoor zelfs na stikstofreductie nog sprake kan zijn van verrijkte omstandigheden. Tegelijk betekent dit dat de samengestelde vermestingsindicator relatief zwaar wordt beïnvloed door fosfaatbeschikbaarheid. Dit vraagt om voorzichtigheid in de interpretatie: hoge P-Olsen-waarden kunnen een historisch effect weerspiegelen (oude bemesting, depositie of hydrologische invloeden) en hoeven niet altijd te wijzen op actuele belasting.

Een aanvullende kanttekening is dat de P-Olsen-waarden in circa 25% van de locaties niet rechtstreeks zijn gemeten, maar ruw zijn geschat op basis van bodemtype en totale fosfaatgehalten. Voor de overige 75% van de locaties zijn P-Olsen-waarden gebaseerd op directe metingen. Deze schattingen vergroten de onzekerheidsmarge en kunnen lokaal leiden tot een overschatting of onderschatting van de werkelijke fosfaatbeschikbaarheid.

Samenvattend: vermesting is minder uniform verdeeld dan verzuring. Heiden scoren grotendeels gunstig, schraallanden vertonen gematigde verrijking, maar bossen zijn op veel locaties duidelijk te voedselrijk. Vaak blijkt de fosfaat meer invloed te hebben op de mate van vermesting dan stikstof.

4.3.3 Samenvattend eindoordeel

Samenvattend laten de resultaten zien dat bossen het meest te maken hebben met verzuring en vermesting, terwijl heiden overwegend gunstig scoren en schraallanden vooral door fosfaatverrijking onder druk staan.

Opvallend is dat de meest directe indicatoren van verzuring en vermesting (pH en Nmin) over het algemeen gunstig scoren. Voor verzuring ligt de problematiek vooral bij de Ca/Al-ratio: een lage verhouding betekent dat oplosbaar aluminium beschikbaar komt en de wortelgroei en nutriëntenopname belemmert. De basenpool bepaalt de bufferende capaciteit van de bodem: zolang deze voorraden op peil zijn, kan verzurende depositie worden geneutraliseerd, maar zodra de voorraad uitgeput raakt, versnelt de verzuring en nemen de negatieve effecten toe.

Voor vermesting blijkt de fosfaatbeschikbaarheid (P-Olsen) de bepalende factor. Fosfaat fungeert als katalysator: planten hebben zowel stikstof als fosfaat nodig voor hun groei, en zodra één van beide limiterend is, stagneert de productie. Een hoge stikstofbelasting komt dus pas tot uitdrukking wanneer er voldoende fosfaat aanwezig is. Omgekeerd kan een lage fosfaatbeschikbaarheid juist gunstig zijn, omdat de invloed van stikstof daardoor wordt begrensd. Dit verklaart waarom P-Olsen vaak de doorslag geeft in de eindbeoordeling, terwijl Nmin en de C/N-verhouding veel minder effect hebben.

De analyse toont ook aan dat verzuring en vermesting niet alleen verschillen tussen habitattypen, maar dat ook binnen de habitattypen grote variatie voorkomt:

- **Verzuring:** Bossen zijn gemiddeld het meest verzuurd, maar ook hier lopen de uitkomsten uiteen: sommige locaties scoren nog optimaal, terwijl andere sterk verzuurd zijn. Heiden en schraallanden laten overwegend gunstige waarden zien, maar ook binnen deze typen komen afwijkingen voor (bijv. lokaal te hoge pH of marginaal lage waarden).
- **Vermesting:** De bossen en schraallanden vertonen de hoogste mate van vermesting, vooral door verhoogde P-Olsen-waarden. Toch blijft de vermesting op de meerderheid van deze natuurtypen optimaal of zelfs aan de lage kant. Heiden scoren gemiddeld gunstig, maar ook hier komen locaties met een (te) hoge voedselrijkdom voor.

Kernpunt is dat de abiotische condities sterk lokaal bepaald zijn. Gemiddelde waarden per habitatype geven een indicatie, maar maskeren de onderliggende spreiding. Dit betekent dat de impact van stikstofdepositie en vermesting niet uniform is en in belangrijke mate afhangt van lokale omstandigheden.

4.4 Discussie

De analyse van de abiotische indicatoren laat zien dat stikstofgevoelige habitats op droge zandgronden geen uniform patroon vertonen. Ondanks structureel hoge stikstofdepositie in de afgelopen decennia bevinden veel locaties zich binnen de optimale bandbreedte voor verzuring en vermesting. Dit vraagt om een genuanceerde duiding van de relatie tussen depositiemodellen, beleidsdoelen en feitelijke metingen.

4.4.1 Beleidsmatige relevantie

In het Nederlandse stikstofbeleid wordt overschrijding van KDW's vaak rechtstreeks gekoppeld aan ecologisch risico. De meetresultaten laten zien dat dit verband niet één-op-één opgaat. Vooral de grote spreiding binnen habitattypen laat zien dat stikstofimpact sterk lokaal bepaald is. Dit benadrukt de waarde van feitelijke monitoring als aanvulling op modelbenaderingen (Weijters et al., 2024).

4.4.2 Ecologische duiding

De uitkomsten bevestigen bekende patronen: bosbodems zijn kwetsbaar voor verzuring, terwijl schraallanden gevoeliger zijn voor vermesting, vooral door hoge P-Olsen. Heiden nemen een middenpositie in. Tegelijk laten alle habitattypen interne variatie zien: locaties met optimale waarden liggen vaak vlak naast locaties met duidelijke overschrijdingen. Dit benadrukt dat de ecologische effecten van stikstof niet alleen afhangen van de depositiesnelheid, maar ook van lokale factoren zoals hydrologie, historische belasting en beheer (De Vries et al., 2023).

4.4.3 Tijdscomponent en herstel

Veel van de onderzochte locaties liggen op de Veluwe en in andere gebieden die volgens AERIUS al meer dan vijftig jaar structureel zwaar belast zijn met stikstofdepositie (Weijters et al., 2024). Je zou verwachten dat dit overal in de bodemcondities zichtbaar zou zijn, maar dat is niet het geval. Dit kan duiden op herstelprocessen, zoals uitspoeling van stikstof en buffering door basen, maar ook op het feit dat de relatie tussen depositie en bodemrespons niet lineair verloopt. Historische zwaveldepositie heeft in het verleden bovendien een belangrijke rol gespeeld in de verzuring; sinds de sterke reductie daarvan is op veel plaatsen een gedeeltelijk herstel van pH waarneembaar (Bobbink et al., 2022 en Seaton et al., 2022).

4.4.4 Interacties tussen verzuring, vermesting en hydrologie

Verzuring en vermesting beïnvloeden elkaar. Lage pH versnelt uitspoeling van basen en kan de beschikbaarheid van fosfaat verhogen. Daarnaast speelt verdroging een rol: droge omstandigheden beperken de denitrificatie, waardoor stikstof langer in het systeem aanwezig blijft en bijdraagt aan verrijking (STOWA, 2020).

Ook de bodemprocessen zelf dragen bij aan deze interacties. In naaldboutbossen leidt de opbouw van ruwe humus bijvoorbeeld tot vastlegging van stikstof, waardoor tijdelijk een buffer ontstaat. Dit proces gaat echter gepaard met verzuring en vertraagde nutriëntenbeschikbaarheid (Ulrich, 1976; WUR, 1983).

Groeiplaatsfactoren zoals pH of basenverzadiging bepalen indirect de beschikbaarheid van essentiële groeifactoren. Dit bevestigt dat de gebruikte grenswaarden signaleringswaarden zijn, die vooral een indicatie geven van risico's, niet van absolute ecologische grenzen (Van den Burg, 1996).

Dit illustreert dat verzuring en vermesting in de praktijk vaak samen optreden en elkaar versterken.

4.4.5 Grenswaarden en ecologische realiteit

De klassegrenzen voor indicatoren zijn deels gebaseerd op expert judgement. Vegetatie reageert echter vaak gradueel en met vertraging. Daardoor kunnen sommige locaties ecologisch nog redelijk functioneren, ondanks een ongunstig eindoordeel. Omgekeerd kan een locatie die “optimaal” scoort in abiotische zin toch soortenverlies laten zien door historische belasting of hydrologische problemen. Grenswaarden moeten daarom primair worden opgevat als **signaleringswaarden** die aangeven dat risico's aanwezig zijn, maar niet als absolute drempels waaronder geen effecten optreden. Dit werd al benadrukt in vroege studies naar bodemverzuring (Ulrich, 1983) en is later bevestigd in Nederlandse studies (Alterra, 2007; De Vries et al., 2017).

Onderzoek naar groeiplaatsfactoren toont aan dat de interacties tussen waterhuishouding, vegetatie en bodemchemie cruciaal zijn voor de groeirespons van bossen. Daarbij veranderen relaties tussen nutriëntenvoorziening en groei door historische atmosferische depositie, wat bevestigt dat verzuring en vermisting in sterke wisselwerking staan met hydrologische processen (Van den Burg, 1996).

4.4.6 Verzuring in diepere bodemlagen

De meeste monitoringprogramma's van o.a. WUR, RIVM en B-WARE richten zich op de bovenste 10–30 cm van de bodem. Daar bevindt zich het grootste deel van de fijne wortels en mycorrhiza, en daar treden de eerste en meest zichtbare effecten van stikstofdepositie op vegetatiestructuur en soortenrijkdom op. Ook is deze laag praktisch het eenvoudigst systematisch te bemonsteren en sluit zij direct aan bij beleidsindicatoren zoals pH, C/N en N_{min}.

Tegelijkertijd wijzen bodemkundigen en bosecologen erop dat verzuring in diepere lagen (40–80 cm) een risico vormt. In deze minerale bodemlagen liggen voorraden van calcium en magnesium opgeslagen die op langere termijn de buffercapaciteit bepalen en cruciaal zijn voor de watervoorziening bij droogte. Uitspoeling en verzuring in deze diepere lagen zijn moeilijk te herstellen met beheermaatregelen, omdat oppervlakkig bekalken of plaggen deze zones niet bereikt. Daarmee zou diepe verzuring een sluimerend probleem kunnen zijn: op korte termijn lijkt de ecologische toestand acceptabel, terwijl de langetermijn-weerbaarheid van het ecosysteem structureel kan worden aangetast.

4.4.7 Beheereffecten

Bij heiden en schraallanden wijzen *te hoge* pH's en verhoogde P-waarden vaak op specifieke beheer- of hydrologische ingrepen. Plaggen, begrazing en hydrologisch herstel blijken in staat de abiotische randvoorwaarden lokaal bij te sturen. Dit maakt duidelijk dat beheer een belangrijk instrument is om negatieve effecten van stikstof te mitigeren of zelfs deels te compenseren (Jansen et al, 2020; Ecologische Autoriteit, 2023).

4.4.8 Relevantie voor natuurdoelen

Uiteindelijk gaat het niet om de indicatoren op zich, maar om de staat van instandhouding van habitattypen. De variatie binnen habitattypen suggereert dat sommige gebieden wél perspectief hebben op herstel, terwijl andere structureel belast blijven. Deze variatie

ondersteunt de conclusie dat stikstofdepositie een lokaal probleem is dat ook lokaal moet worden aangepakt, met gebiedsgericht beleid en maatwerk in beheer.

4.4.9 Slotbeschouwing

De discussie maakt duidelijk dat de relatie tussen stikstofdepositie en ecologische effecten complex en sterk locatieafhankelijk is. Generieke reductiedoelen geven een te grofmazig beeld; de resultaten laten zien dat de feitelijke ecologische toestand vaak gunstiger of in elk geval meer variabel is dan modellen voorspellen. Monitoring van abiotische indicatoren vormt daarom een essentieel instrument om beleid en beheer te richten op maatwerk per gebied.

Deze noodzaak tot gebiedsgerichte monitoring sluit aan bij de recent vastgestelde vernieuwde landelijke doelen voor Natura 2000-habitattypen en -soorten (LVVN 2024). Deze doelen leggen vast dat het einddoel een gunstige staat van instandhouding is, maar zij specificeren geen landelijke ranges voor abiotische condities. Dit betekent dat alleen via lokale metingen van zowel biotische als abiotische factoren kan worden vastgesteld welke herstelmaatregelen daadwerkelijk effectief en proportioneel zijn.

Een logische vervolgstap is het leggen van de koppeling met de aanwezigheid van typische soorten en de vergelijking met modelberekeningen (AERIUS Monitor). Dit maakt zichtbaar hoe groot de kloof kan zijn tussen modelverwachtingen en ecologische werkelijkheid, en benadrukt nogmaals dat monitoring het meest betrouwbare fundament vormt voor natuurbeleid.

4.5 Conclusies

De analyse van de abiotische indicatoren laat zien dat verzuring en vermesting duidelijke, maar uiteenlopende patronen vertonen. Verzuring is vooral problematisch in bossen: meer dan tweederde van de locaties scoort laag of sterk verzuurd, terwijl slechts een klein deel optimaal functioneert. In heiden en schraallanden komen daarentegen overwegend gunstige verzuringswaarden voor, met slechts beperkte afwijkingen.

Vermesting laat een ander beeld zien. Vooral schraallanden zijn sterk verrijkt: bijna de helft van de locaties valt in de klassen hoog of te hoog, voornamelijk door verhoogde P-Olsen-waarden. Bossen vertonen een geringere mate van vermesting, terwijl heiden grotendeels binnen de optimale bandbreedte blijven. Uit de analyses blijkt dat fosfaatbeschikbaarheid vaak een bepalende factor is voor de beoordeling van vermesting.

Een kernpunt van de analyse is de grote variatie binnen habitattypen. Zelfs binnen hetzelfde gebied komen naast verzuurde of vermestte locaties ook plekken met optimale waarden voor. Dit geeft aan dat stikstofeffecten geen uniform, landsdekkend patroon vertonen, maar in hoge mate lokaal bepaald zijn door historische belasting, hydrologie en beheer.

De resultaten tonen dat abiotische indicatoren een waardevol instrument vormen om de ecologische toestand van habitats te beoordelen. Zij maken zichtbaar waar verzuring of vermesting daadwerkelijk een knelpunt vormt, en waar herstelperspectief aanwezig is. Daarmee bieden zij een essentiële aanvulling op modelmatige benaderingen en een fundament voor gebiedsgericht maatwerk in beleid en beheer.

5. Typische soorten

5.1 Inleiding

De aanwezigheid van typische soorten is een kernindicator voor de beoordeling van de staat van instandhouding van habitattypen. Sinds de inwerkingtreding van de Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) zijn deze soorten opgenomen in de officiële habitatprofielen en fungeren zij als toetssteen voor habitatkwaliteit. Hun aanwezigheid weerspiegelt de geschiktheid van de abiotische omstandigheden, de structuur en de functies van het ecosysteem, en biedt daarmee een directe maatstaf voor natuurkwaliteit (Evans & Arvela, 2011).

In de Nederlandse beoordelingssystematiek wordt onderscheid gemaakt tussen:

- Kernsoorten (karakteristiek of exclusief voor een habitatype);
- Abiotische indicatorsoorten (gevoelig voor bodem- en microklimaatcondities);
- Biotische indicatorsoorten (soorten die duiden op structuur, voedselrelaties en functionele samenhang).

Deze systematiek is vastgelegd in de habitatprofieldocumenten (Ministerie van LNV, 2008) en nader uitgewerkt in de leeswijzer en bijbehorende profielen (Ministerie van LNV, 2014).

Typische soorten vullen daarmee een belangrijke lacune: zij geven een feitelijk beeld van de ecologische kwaliteit, terwijl modelmatige benaderingen, zoals Kritische Depositiewaarden (KDW's), vooral indirecte signalen opleveren. Omdat deze soorten door de Europese Commissie zijn vastgelegd in de officiële habitatprofielen, vormen zij bovendien een juridisch verankerde maatstaf. Hun aanwezigheid sluit direct aan bij de verplichting uit de Vogel- en Habitatrichtlijn om de feitelijke staat van instandhouding te beoordelen. Daarmee leveren typische soorten niet alleen ecologisch betrouwbare, maar ook juridisch robuuste bouwstenen voor de toetsing van habitats.

5.2 Databeschrijving

Voor de beoordeling van de typische soorten op de Veluwe is gebruikgemaakt van verschillende nationale en internationale databronnen. De belangrijkste bronnen zijn:

- Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, 2022) – centrale database met gevalideerde waarnemingen van flora en fauna;
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF.org, 2025) – internationale aggregatie van biodiversiteitsdata, gefilterd op recente observaties voor de Veluwe;
- SOVON Vogelonderzoek Nederland en De Vlinderstichting – gespecialiseerde databronnen voor respectievelijk vogels en dagvlinders;
- Natuurdoelanalyse Veluwe van de Ecologische Autoriteit (2023) – gebiedsspecifieke evaluatie van instandhoudingsdoelen;

Aanvullende verspreidingsatlassen van FLORON en de Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG).

De gegevens beslaan de periode 2021–2025 en zijn geselecteerd binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied Veluwe. Hiermee wordt aangesloten bij de beoordelingssystematiek van de habitatprofieldocumenten (Ministerie van LNV, 2008) en de leeswijzer (Ministerie van LNV, 2014).

Omdat de inspanning en dekkingsgraad van de verschillende bronnen uiteenlopen, is de analyse primair **kwalitatief van aard**. Dit sluit aan bij de methodiek die ook in de Europese **Artikel 17-rapportages** wordt gehanteerd (Grabherr et al., 2003), waarin de nadruk ligt op aanwezigheid en verspreiding van soorten als indicator voor habitatkwaliteit.

5.3 Methode

Voor de beoordeling van de staat van instandhouding is de aanwezigheid van typische soorten systematisch vergeleken met de landelijke habitatprofielen (Ministerie van LNV, 2008; 2014). De analyse is gebaseerd op waarnemingen uit de periode 2021–2025, afkomstig uit de in paragraaf 5.2 genoemde databronnen.

De waarnemingen zijn geselecteerd binnen de Natura 2000-grens van de Veluwe en gekoppeld aan de bijbehorende habitattypen. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen:

- Kernsoorten (K/E) – karakteristiek of exclusief voor het habitatype;
- Abiotische indicatorsoorten (Ca) – gevoelig voor bodem- en microklimaatcondities;
- Biotische indicatorsoorten (Cb/Cab) – indicatief voor structuur, voedselrelaties en functionele samenhang.

Voor de beoordeling is de systematiek van Tauw (2019) gevolgd:

- 60% van de aangewezen typische soorten aanwezig → goed;
- 20–60% aanwezig → matig;
- <20% aanwezig → slecht.

Daarbij is aangenomen dat een soort zich in het gebied voortplant, tenzij expliciet is vastgesteld dat dit niet het geval is.

De analyse is uitgevoerd voor vier representatieve deelgebieden: de Ermelose Heide, het Speulder- en Sprielderbos, het Kootwijkerzand en de Hierdense Beek.

5.4 Resultaten per deelgebied

5.4.1 Ermelose Heide

Het onderzochte gebied behoort tot het habitatype droge heiden (H4030). Voor dit habitatype zijn 27 typische soorten aangewezen. In de Ermelose Heide zijn hiervan in 2021–2025 19 vastgesteld, waarvan 17 voortplantend aanwezig. Twee soorten – de klapkester en de tapuit – komen voor, maar niet meer als broedvogel (zie Bijlage B6.1 “Aantal typische soorten op de Ermelose Heide”).

Belangrijke kernsoorten zoals heivlinder, zandhagedis, kruipbrem en stekelbrem bevestigen de waarde van het gebied. Ontbrekende soorten zoals kommavlinder, glanzend tandmos, kleine schorseneer en rode dophei wijzen echter op knelpunten in structuur en abiotiek.

Met 63% van de typische soorten voortplantend aanwezig valt de Ermelose Heide nog net in de categorie goed, maar de lacunes maken duidelijk dat de kwaliteit kwetsbaar is.

5.4.2 Speulder- en Sprielderbos

Deze bossen zijn van het habitatype beuken-eikenbossen met hulst (H9120). Voor H9120 zijn acht typische soorten aangewezen. Alle zijn in zowel het Sprielder- als het Speulderbos vastgesteld. Het gaat om een volledig pakket van kern-, abiotische en biotische indicatorsoorten, waaronder maleboskorst, dalkruid, witte klaverzuring, boomklever en zwarte specht (Bijlage B6.2 “Aantal typische soorten in het Speulder- en Sprielderbos”).

Met 100% aanwezigheid wordt dit habitatype in het gebied beoordeeld als goed tot uitstekend.

5.4.3 Kootwijkerzand

Het Kootwijkerzand is één van de Zandverstuivingen (H2330). Hiervoor zijn 16 typische soorten aangewezen. In 2021–2025 zijn er in het Kootwijkerzand 12 vastgesteld, waarvan 11 voortplantend aanwezig. De duinpieper wordt nog gezien, maar broedt sinds 2003 niet meer in Nederland (SOVON; Vogelbescherming). Twee korstmossen (IJslands mos en wollig korrelloof) zijn al sinds ca. 1980–1985 verdwenen van de Veluwe (Bijlage B6.3 “Aantal typische soorten op het Kootwijkerzand”).

Met 11 van 16 soorten (69%) voortplantend aanwezig wordt de staat van instandhouding als goed beoordeeld. Belangrijk aandachtspunt is het behoud van open zanddynamiek en microhabitatvariatie, cruciaal voor soorten als kleine heivlinder en plomp bekermos.

5.4.4 Hierdense Beek

Delen aan weerszijden van de Hierdense Beek zijn van het type “Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)”. Voor H91E0c zijn 27 typische soorten opgenomen, waarvan 8 niet tot het natuurlijke verspreidingsgebied van de Veluwe behoren. Daarmee resteert een set van 19 relevante soorten (Bijlage B6.4 “Aantal typische soorten rond de Hierdense Beek”).

In de Hierdense Beek zijn slechts 6 soorten vastgesteld (bloedzuring, bosereprijs, appelvink, boomklever, grote bonte specht, matkop). Belangrijke kernsoorten zoals grote weerschijnvlinder, bittere veldkers en bospaardenstaart ontbreken.

Met 6 van 18 soorten (33%) aanwezig valt dit gebied in de categorie matig, dicht tegen de grens met slecht. Dit wijst op structurele knelpunten in hydrologie en habitatkwaliteit.

5.4.5 Synthese van de deelgebieden

De vier onderzochte deelgebieden laten zien dat de aanwezigheid van typische soorten sterk uiteenloopt, zowel tussen habitattypen als tussen locaties (Tabel 6.1).

- Ermelose Heide (H4030) laat een gemengd beeld zien: met 63% van de typische soorten voortplantend aanwezig valt het gebied nog net in de categorie goed, maar

ontbrekende kernsoorten zoals kommavolier en rode dophei duiden op kwetsbaarheid.

- Speulder- en Sprielderbos (H9120) vormen een duidelijke positieve uitzondering: hier is het volledige soortenpakket vastgesteld, waarmee dit habitattype in een uitstekende staat verkeert.
- Kootwijkerzand (H2330) scoort eveneens goed (69%), maar laat zien dat open zanddynamiek essentieel is voor het behoud van soorten die nu ontbreken of onder druk staan, zoals de kleine heivlied en plomp bekermos.
- Hierdense Beek (H91E0c) blijft met slechts 32% van de relevante typische soorten duidelijk achter en bevindt zich qua soortenbestand in een matige staat van instandhouding.

Deze resultaten maken duidelijk dat de bandbreedte in habitatkwaliteit binnen de Veluwe groot is. Waar sommige habitattypen vrijwel volledig functioneren, laten andere uitgesproken hiaten zien in hun soortenpakket. De vergelijking onderstreept dat het instrument van typische soorten niet alleen geschikt is om per deelgebied een diagnose te stellen, maar vooral om contrasten zichtbaar te maken en zo de prioriteiten voor herstelmaatregelen te benoemen.

Tabel 6.1. Samenvattend overzicht typische soorten per deelgebied (Veluwe, 2021–2025)

Deelgebied	Habitat-type	Soorten (totaal/ relevant ¹)	Vastgesteld (totaal/ voortplantend)	% Voortplantend	Svl-beoordeling
Ermelose Heide	H4030	27/27	19/17	63%	Goed
Speulder- / Sprielderbos	H9120	8/8	8/8	100%	Goed tot uitstekend
Kootwijkerzand	H2330	16/16	12/11	69%	Goed
Herdense Beek	H91E0c	28/19	6/6	32%	Matig

¹ Relevante soorten = totaal aantal typische soorten binnen het natuurlijk verspreidingsgebied.

5.5 Discussie

5.5.1 Methode en beperkingen

De beoordeling is gebaseerd op een momentopname (2021–2025). Volgens de *Leeswijzer Habitattypen* (Ministerie van LNV, 2014) zou idealiter de ontwikkeling over langere perioden worden gevolgd. Omdat betrouwbare tijdreeksen ontbreken, is gekozen voor een alternatieve methode van TAUW, waarbij het aandeel aanwezige soorten bepalend is. Daarbij is aangenomen dat een soort zich voortplant, tenzij expliciet anders bekend is. De

methode werkt met een binaire variabele: aanwezig of afwezig. Populatieomvang en trends blijven buiten beeld.

5.5.2 Kwaliteit van de waarnemingsdata

De dekking van de databronnen is ongelijk: vogels en vlinders zijn goed onderzocht, korstmossen en mossen minder. Dit kan leiden tot onderschatting van moeilijk waarneembare soorten.

5.5.3 Momentopname en fluctuaties

Soorten kunnen sterk schommelen in tijd. Het ontbreken in de periode 2021–2025 hoeft niet altijd te wijzen op structureel verdwijnen van soorten. De waarnemingsintensiteit is tevens van invloed op de resultaten.

5.5.4 Landelijke trends

Bij sommige soorten, zoals de duinpieper en enkele korstmossen, weerspiegelt de afwezigheid vooral een landelijke trend en geen lokaal kwaliteitsverlies.

5.5.5 Beperkte representativiteit van de deelgebieden

De analyse betreft vier casussen. Zij illustreren de bandbreedte aan uitkomsten, maar zijn niet representatief voor alle locaties op de Veluwe. De selectie van deze deelgebieden is gebaseerd op de verscheidenheid van habitattypen op de Veluwe en de geografische situatie.

5.6 Conclusie

Op basis van de resultaten per deelgebied (§ 5.4) en de methodische kanttekeningen (§ 5.5) kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

De vier deelgebieden tonen duidelijke verschillen in de aanwezigheid van typische soorten en daarmee in de staat van instandhouding van hun habitattypen (Tabel 6.1). Het Speulder- en Sprielderbos laat een volledig soortenpakket zien en wordt beoordeeld als goed tot uitstekend. Het Kootwijkerzand en de Ermelose Heide vallen beide in de categorie goed, al vertonen zij lacunes in enkele kernsoorten. De Hierdense Beek scoort met slechts een derde van de relevante soorten duidelijk lager en wordt als matig beoordeeld.

De vergelijking van deze deelgebieden laat zien dat de methode met typische soorten geschikt is om verschillen in habitatkwaliteit scherp zichtbaar te maken. De aanwezigheid of afwezigheid van deze soorten geeft direct inzicht in ecologische knelpunten, zoals verdroging in beekdalen of het ontbreken van dynamiek in zandverstuivingen.

De beperkingen van de methode (momentopname, binaire variabele, ongelijkmatige waarnemingsinspanning) vragen wel om zorgvuldige interpretatie. Toch sluit deze aanpak nauw aan bij de eisen uit de Vogel- en Habitatrichtlijn: de aanwezigheid van typische soorten vormt een empirisch onderbouwde en juridisch houdbare maatstaf voor de beoordeling van de staat van instandhouding, en biedt een betrouwbaarder fundament voor beleid en beheer dan modelmatige stikstofberekeningen.

6. Ecologische structuur en functies

6.1 Databeschrijving

Voor de beoordeling van functies en structuurkenmerken zijn vier representatieve deelgebieden op de Veluwe bezocht: de Ermelose Heide (H4030), het Speulderbos (H9120), het Kootwijkerzand (H2330) en de Hierdense/Leuvenumse Beek (H91E0). De ecologische eisen die voor deze habitattypen gelden zijn ontleend aan de profielendocumenten. Deze eisen zijn doorgaans beperkt in aantal, zeer kernachtig geformuleerd en kwalitatief van aard. Ze richten zich vooral op herkenbare sleutelkenmerken, zoals variatie in vegetatiestructuur, aanwezigheid van dood hout, mate van dynamiek of hydrologische condities. Tijdens de terreinexcursie hebben de aanwezige ecologen een globale beoordeling uitgevoerd van de mate waarin de waargenomen situatie overeenkomt met deze criteria. Het betrof een kwalitatieve indruk, gebaseerd op veldwaarnemingen en toelichtingen van lokale beheerders. Een uitgebreider verslag is opgenomen in Bijlage 3 “Verslag van veldbezoek aan de Veluwe”.

6.2 Methode

De toetsing vond plaats tijdens een veldexcursie van één dag, waarbij per locatie een beheerder of gebiedsdeskundige toelichting gaf. De aanwezige ecologen hebben vervolgens, aan de hand van de profielendocumenten, beoordeeld of de bezochte gebieden in grote lijnen aan de gestelde eisen voldeden. De beoordeling was niet systematisch of kwantitatief, maar berustte op expert judgement en directe waarneming. De kernachtige en kwalitatieve aard van de profielcriteria maakte het mogelijk om in relatief korte tijd een bruikbaar beeld te schetsen. De resultaten zijn samengevat in hoofdoordelen per locatie, aangevuld met de belangrijkste afwijkingen en hun vermoedelijke oorzaken.

6.3 Resultaten

De veldbezoeken leverden een genuanceerd beeld op. In de Ermelose Heide was sprake van een gezonde en gevarieerde structuur, hoewel aandachtspunten werden gesignaleerd zoals het verdwijnen van nectarplanten en de lage insectenstand. Het Speulderbos maakte een vitale indruk met veel dood hout en structuurvariatie, maar kampt met verbeuking en de aanwezigheid van exoten. Het Kootwijkerzand voldeed grotendeels aan de profielcriteria, maar blijft afhankelijk van actief beheer tegen dichtgroei. De Hierdense/Leuvenumse Beek liet een sterk contrast zien: de bovenloop bij het YMCA-terrein voldeed grotendeels aan de profielcriteria, terwijl de benedenloop bij de Munnikesteeg (buiten Natura 2000) tekenen van verruiging en eutrofiëring vertoonde.

De kernbevindingen zijn samengevat in tabel 6.1.

Samenvattend laten de veldbezoeken zien dat de bezochte locaties binnen Natura 2000 over het algemeen goed scoren op de gestelde profielcriteria. Waar afwijkingen voorkomen, zijn

deze veelal te herleiden tot beheerkeuzes, hydrologie of natuurlijke successie, en slechts in beperkte mate direct toe te schrijven aan stikstofdepositie.

Tabel 6.1. Resultaten veldbezoek Veluwe: beoordeling van structuur- en functiekenmerken per locatie

Locatie	Profielcriteria	Belangrijkste afwijking	Dominante oorzaak
Ermelose Heide (H4030)	Voldoet volledig	Minder nectarplanten, lage insectenstand; eikensterfte op droge plekken	Beheer (begrazing, ontwormingsmiddelen); hydrologie
Speulderbos (H9120)	Grotendeels positief; voldoet aan oppervlakte-eis	Exoten (Amerikaanse vogelkers, Douglas, Tsuga); verbeuking	Natuurlijke successie; onvoldoende exotenbeheer
Kootwijkerzand (H2330)	Voldoet grotendeels; beheer cruciaal	Dichtgroei door opslag; vorming kiezelvloertjes	Natuurlijke successie; afnemende verstuing
Hierdense/Leuvenumse Beek (H91E0)	Bovenloop grotendeels positief; voldoet aan oppervlakte-eis	Buiten Natura 2000: verzuiging en eutrofiëring	Lokaal (buiten het N2000 gebied) te hoge voedselrijkdom

6.4 Discussie

De beoordeling van functie- en structuurkenmerken van de onderzochte habitattypen laat zien dat de ecologische toestand niet eenduidig is. Sommige gebieden beschikken over een goed ontwikkelde structuur en bieden daarmee een gunstige uitgangspunt voor soortenbehoud. Andere gebieden vertonen duidelijke hiaten, bijvoorbeeld door een eenvormige leeftijdsopbouw, een tekort aan dood hout of een gebrek aan dynamiek.

6.4.1 Ecologische duiding

Structuurdiversiteit is een belangrijke voorspeller voor soortenrijkdom. Een gevarieerde opbouw in leeftijdsfasen, een mozaïek van open en gesloten vegetatie en de aanwezigheid van verstoringsdynamiek creëren niches die essentieel zijn voor soorten van heide, bossen en schraallanden. De resultaten sluiten daarmee goed aan bij de analyse van typische soorten (hoofdstuk 5): waar structuurkenmerken ontbreken, is vaak ook sprake van soortenverlies.

6.4.2 Ruimtelijke schaal en tijdsdynamiek

Structuurkenmerken functioneren vaak op grotere schaal dan de individuele meetlocatie. Processen zoals verstuing, begrazing en hydrologische fluctuaties hebben invloed op een heel landschap en worden niet altijd volledig door puntmetingen vastgelegd. Bovendien ontwikkelen structuurkenmerken zich traag: dood houtaccumulatie en successiestadia zijn processen die decennia beslaan. De huidige resultaten moeten daarom worden beschouwd als momentopnamen binnen een langlopende dynamiek.

6.4.3 Rol van beheer

De aanwezigheid en kwaliteit van structuurkenmerken hangen sterk samen met beheer. Plaggen, maaien, begrazing en dunning beïnvloeden direct de variatie in structuur, soms zelfs sterker dan stikstofdepositie. Het verschil tussen goed en matig ontwikkelde structuren is vaak terug te voeren op het wel of niet uitvoeren van gericht beheer. Dit maakt duidelijk dat structuurkwaliteit in belangrijke mate stuurbaar is, en dat beheer cruciale handvatten biedt voor verbetering.

6.4.4 Beperkingen van indicatoren

De gebruikte structuurindicatoren zijn nuttig om ecologische trends te signaleren, maar vormen deels proxy's voor onderliggende processen. Zo wordt de bedekking van open zand gebruikt als maat voor dynamiek en het aandeel dood hout als maat voor habitatkwaliteit. Hoewel deze indicatoren waardevol zijn, vragen zij om ecologische interpretatie en moeten zij altijd in samenhang met soorten en abiotiek worden beoordeeld.

6.4.5 Interactie met abiotische condities

Structuurkenmerken staan niet los van de abiotische situatie. Hydrologisch herstel beïnvloedt bijvoorbeeld bosverjonging, terwijl verzuring en vermesting de successiesnelheid van vegetaties sturen. Daarmee bevestigen de uitkomsten van hoofdstuk 6 de bevindingen uit hoofdstuk 4 en 5: een integrale beoordeling van abiotiek, soorten en structuur is noodzakelijk om de ecologische toestand realistisch te duiden.

6.4.6 Vergelijking met andere beoordelingen

Hoewel dit hoofdstuk vier Veluwe gebieden behandelt, sluiten de uitkomsten aan bij bevindingen elders. In de Maasduinen, het Boetelerveld en het Wierdense Veld rapporteerde de Denktank Natuur dat stikstofdepositie daar niet het dominante knelpunt lijkt; beheer en hydrologie zijn veelal bepalender voor de ecologische ontwikkeling (Denktank Natuur, 2023a, 2023b, 2023c). Ook in het Aamsveen is op basis van NDFF-data vastgesteld dat het aantal typische soorten sinds 2004 is toegenomen, terwijl de Ecologische Autoriteit in haar natuurdoelanalyse een verslechtering veronderstelde (Ellenkamp, 2023a). Een vergelijkbare discrepantie komt naar voren in het Binnenveld, waar herstelmaatregelen tot duidelijke biodiversiteitswinsten hebben geleid, maar de NDA en het advies van de Ecologische Autoriteit een negatief beeld schetsten, mede door gebruik van verouderde gegevens (Ellenkamp, 2023b).

Ook in Rottige Meenthe & Brandemeer is tijdens een veldbezoek vastgesteld dat het ecosysteem op veel plekken stabiel is dan het sombere oordeel van de Ecologische

Autoriteit suggereerde (Ellenkamp, 2024). Zulke voorbeelden laten zien dat de Veluwe bevindingen niet op zichzelf staan: ook elders blijkt uit monitoring en terreinbezoek dat lokale veerkracht vaak groter is dan formele analyses aangeven.

Dat beeld wordt versterkt door bredere trendonderzoeken. Zo rapporteerde Nature Today dat in de Eilandspolder-Oost het areaal veenmosrietland is toegenomen van 0,21 naar 2,3 ha, ondanks de hoge stikstofgevoeligheid (Nature Today, 2022a). In de Willinks Weust worden typische soorten van blauwgraslanden en heischrale graslanden opnieuw waargenomen, passend bij een herstellend beheerregime (Nature Today, 2021). Praktijkonderzoek naar mozaiekbeheer in beekdalgraslanden toont bovendien aan dat op maat gesneden beheer insectenrijkdom kan vergroten zonder verruiging (Nature Today, 2022b). Ook landelijke indicatoren bevestigen dat het beeld genuanceerder is: populaties broedvogels namen sinds 1990 gemiddeld met 28% toe, hoewel agrarische soorten achteruitgingen (Nature Today, 2023).

Een vergelijkbare boodschap klinkt door in recente publieksartikelen over andere Natura 2000-gebieden. In de Peelvenen melden beheerders dat dankzij hoge waterstanden en eerdere herstelmaatregelen het herstel kan beginnen, en dat het gebied vijf jaar na de grote brand beter voorbereid is tegen calamiteiten (Staatsbosbeheer, 2023, 2024; NOS, 2025). Ook wordt geconstateerd dat de basis voor natuurherstel aanwezig is en dat biodiversiteit toeneemt.

6.4.7 Beleidsmatige relevantie

De resultaten onderschrijven dat monitoring van structuurkenmerken beleidsmatig van groot belang is. Het gaat hierbij om eigenschappen die direct beïnvloedbaar zijn via beheer en die handvatten geven voor herstelstrategieën. Waar abiotische condities slechts beperkt stuurbaar zijn, kan via structuurbeheer wél op relatief korte termijn verbetering worden bereikt.

6.4.8 Slotbeschouwing

Samengevat laten de resultaten zien dat structuurkenmerken onmisbaar zijn voor een robuuste beoordeling van habitatkwaliteit. Zij bieden een directe koppeling tussen ecologische processen en praktische herstelmaatregelen. Hun kracht ligt vooral in het zichtbaar maken van herstelpotentieel: gebieden met een zwakke structuur bieden duidelijke kansen voor verbetering, mits gericht beheer wordt toegepast.

6.5 Conclusie

De beoordeling van structuur- en functiekenmerken laat zien dat de ecologische toestand van de onderzochte habitattypen sterk varieert. Sommige gebieden beschikken over een goed ontwikkelde structuur en daarmee over een stevige basis voor soortenbehoud, terwijl andere duidelijke tekorten vertonen in leeftijdsopbouw, dynamiek of dood hout.

Deze resultaten bevestigen dat structuurkenmerken cruciaal zijn voor habitatkwaliteit en tegelijkertijd goed stuurbaar via beheer. Waar abiotische condities slechts beperkt

beïnvloedbaar zijn, kan door gericht beheer — zoals variatie in maaien, begrazing of bosdunning — relatief snel verbetering worden bereikt.

De vergelijking met andere gebieden laat bovendien zien dat de Veluwse bevindingen niet uniek zijn: ook elders wijzen veldwaarnemingen en onafhankelijke analyses op een genuanceerder en vaak positiever beeld dan modelmatige natuurdoelanalyses doen vermoeden. Dit onderstreept het belang van lokale monitoring en maatwerk.

De kracht van deze methode ligt in de praktische bruikbaarheid: met beperkte inzet kan in korte tijd een richtinggevend beeld worden verkregen van de structuur- en functiekenmerken van habitats, en daarmee van de herstelpotenties. Tegelijkertijd schuilt de beperking in het globale en kwalitatieve karakter van de beoordeling. De uitkomsten zijn niet geschikt om als harde cijfers of systematische trends te worden gebruikt, maar dienen primair als ecologische duiding en inspiratie voor beheerkeuzes. Samengevat toont dit hoofdstuk aan dat structuurkenmerken niet alleen een onmisbaar onderdeel zijn van een integrale beoordeling van natuurkwaliteit, maar ook belangrijke handvatten bieden voor praktisch herstel- en beheerbeleid.

7. Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten op de Veluwe

7.1 Databeschrijving

De Veluwe is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege het voorkomen van een groot aantal soorten die beschermd zijn onder de Europese Vogelrichtlijn (Europese Unie, 2009) en de Habitatrichtlijn (Europese Unie, 1992). Voor deze soorten zijn in het aanwijzingsbesluit en de beheerplannen concrete instandhoudingsdoelen geformuleerd. Deze doelen vormen de maatlat voor het beheer en de beoordeling van de staat van instandhouding.

De voor dit hoofdstuk gebruikte gegevens zijn afkomstig uit twee hoofdbronnen. De eerste is de Natuurdoelanalyse (Ecologische Autoriteit, 2023), waarin voor de relevante VHR-soorten is beoordeeld of de gestelde instandhoudingsdoelen gehaald zijn. De tweede hoofdbron is de monitoring door SOVON Vogelonderzoek Nederland, met gegevens uit het Meetnet Broedvogels, de bouwstenen (A233 Draaihals, A236 Zwarte Specht) en het rapport Broedvogels in Nederland 2024. Daarnaast zijn actuele verspreidings- en populatiegegevens uit de online database (stats.SOVON.nl) gebruikt. Voor de Habitatrichtlijnsoorten zijn ook aanvullende gegevens uit de literatuur meegenomen, zoals verspreidingsgegevens van Rave en Flon.

In dit hoofdstuk worden uitsluitend de soorten behandeld die in de NDA (Ecologische Autoriteit, 2023) zijn beoordeeld: de Habitatrichtlijnsoorten kamsalamander en drijvende waterweegbree, en de Vogelrichtlijnsoorten wespandief, nachtzwaluw, draaihals, zwarte specht, boomleeuwrik, duinpieper, roodborsttapuit, tapuit en grauwe klauwier.

7.2 Methode

De beoordeling van de VHR-soorten vond plaats in drie stappen.

1. **Instandhoudingsdoelen** – Voor elke soort zijn de instandhoudingsdoelen uit de Natura 2000-doelendocumenten als uitgangspunt genomen. Deze doelen vormen de juridische basis voor de beoordeling.
2. **NDA-beoordelingen** – Vervolgens is gekeken naar de beoordelingen van de Ecologische Autoriteit in de natuurdoelanalyses (NDA's). Daarbij zijn de conclusies over populatietrends en leefgebied betrokken.
3. **Actualisatie met monitoringdata** – Tot slot zijn deze beoordelingen aangevuld en waar nodig bijgesteld met recente waarnemingen en monitoringgegevens uit diverse bronnen (Sovon, Ravon, Floron, GBIF).

Deze aanpak sluit aan bij de *Vernieuwde landelijke doelen voor Natura 2000-habitattypen en -soorten* (Ministerie van LNV, 2024). In deze beleidslijn is vastgelegd dat de beoordeling van VHR-soorten dient plaats te vinden op basis van hun instandhoudingsdoelen, met gebruik van actuele en gebiedsspecifieke gegevens. Landelijke gemiddelden en modeluitkomsten zijn hierbij ondersteunend, maar niet leidend. Door de combinatie van NDA-beoordelingen en recente monitoringgegevens sluit dit rapport aan bij dit beleidsmatige kader en wordt geborgd dat de beoordeling consistent is met de nationale standaard.

7.3 Resultaten

7.3.1 Kamsalamander

De kamsalamander is een Habitatrichtlijnsoort waarvoor op de Veluwe als doel is gesteld het behoud van populaties in vennen en poelen. In de Natuurdoelanalyse (2023) wordt dit doel beoordeeld als “Nee, tenzij”, vooral vanwege de dreiging van hybridisatie met de Italiaanse kamsalamander (*Triturus carnifex*). Deze uitheemse soort is inmiddels ook op de Veluwe vastgesteld (Ravon, z.d.) en breidt zich daar geleidelijk uit (Bosman et al., 2011). Hybridisatie tussen beide soorten is daarbij al waargenomen. Hoewel de aanwezigheid van de kamsalamander op de Veluwe nog steeds wordt bevestigd, is onzeker in hoeverre de populaties genetisch zuiver en duurzaam levensvatbaar blijven. Het negatieve oordeel van de NDA weerspiegelt dus niet zozeer een aantoonbare populatie-afname, maar eerder de reële dreiging van verdringing en vermenging door de Italiaanse kamsalamander en de beperkte kennis over de precieze verspreiding en populatietrends.

De soort is tussen 2021 en juni 2025 in geringe aantallen op de Veluwe waargenomen.

7.3.2 Drijvende waterweegbree

De drijvende waterweegbree komt in Nederland van oudsher voor in schone, voedselarme vennen en beken. Voor de Veluwe is in het beheerplan het behoud en de uitbreiding van populaties als doelstelling geformuleerd. De NDA beoordeelt dit doel als “Nee, tenzij”, en die conclusie lijkt terecht. Recente gegevens van Floron (2022) en de Nationale Databank Flora en Fauna laten zien dat de soort op de Veluwe nog slechts op enkele plekken voorkomt.

Populaties zijn sterk bedreigd door eutrofiëring, vermossing en verdroging. Anders dan bij de kamsalamander of wespendif, waar het oordeel sterk beïnvloed wordt door datagebrek, is hier wel degelijk sprake van een feitelijke achteruitgang. Zonder gericht herstelbeheer is de instandhouding van deze soort in de Veluwe niet verzekerd.

Volgens GBIF (2025) zijn slechts zeer weinig waarnemingen gerapporteerd.

7.3.3 Wespendif

De wespendif is een karakteristieke roofvogel van de uitgestrekte bossen van de Veluwe. Het instandhoudingsdoel is het behoud van minimaal 100 broedparen. In de NDA wordt dit doel als Nee, tenzij beoordeeld. Daarbij speelt mee dat er onvoldoende kennis is over de voedselbeschikbaarheid, met name het voorkomen van sociale wespen als primaire voedselbron. SOVON-tellingen laten echter een stabiele populatie zien van circa 100–120 broedparen (SOVON 2023). Daarmee lijkt de doelstelling feitelijk gehaald te worden. Het negatieve NDA-oordeel moet vooral worden gezien als gevolg van datagebrek en onzekerheid in ecologische kennis, niet van een daadwerkelijke tekortkoming in aantallen.'

De wespendif is volgens GBIF (2025) in ruime mate waargenomen.

7.3.4 Nachtzwaluw

De nachtzwaluw heeft als doel het behoud van minimaal 610 broedparen op de Veluwe. In de NDA wordt dit doel als Ja beoordeeld. Recente SOVON-gegevens bevestigen dit oordeel: in 2021 werden circa 900 broedparen vastgesteld (SOVON 2023). Daarmee is de doelstelling ruimschoots gehaald. De soort profiteert duidelijk van open bosstructuren en heidebeheer. De Veluwe is daarmee een nationaal kerngebied voor de nachtzwaluw, die hier een stabiele en grote populatie heeft opgebouwd.

De nachtzwaluw is door zijn nachtelijke leefwijze en uitstekende camouflage overdag doorgaans moeilijk waar te nemen. Toch wordt de soort in monitoring en veldwaarnemingen regelmatig vastgesteld; zo zijn er bijna 600 waarnemingen geregistreerd.

7.3.5 Draaihals

De draaihals geldt als een her/vestigingssoort. De NDA beoordeelt de kans dat dit doel wordt behaald als "Nee, tenzij". Recente gegevens tonen echter een sterk herstel: landelijk 220–280 paren in 2024, waarvan circa 80% in Gelderland, grotendeels op de Veluwe (SOVON 2024). De populatie groeit met >5% per jaar. Hier kan dus worden geconcludeerd dat er wél sprake is van her/vestiging, en dat de NDA te voorzichtig was.

Dit wordt bevestigd door het aantal geregistreerde waarnemingen in GBIF (2025).

7.3.6 Zwarte specht

De zwarte specht heeft als doel minimaal 400 paren. In de NDA krijgt de soort het oordeel "Nee, tenzij", omdat dit doel niet zou zijn gehaald. Volgens de SOVON-gegevens waren er in 2022 echter circa 490 paren op de Veluwe (SOVON 2022). Daarmee is de doelstelling gehaald en zelfs overschreden. De Veluwe is daarmee hét nationale kerngebied voor deze soort. Er zijn meer dan tienduizend meldingen van de zwarte specht bekend.

7.3.7 Boomleeuwerik

De boomleeuwerik heeft als instandhoudingsdoel een populatie van minimaal 2.400 broedparen op de Veluwe. De NDA beoordeelt dit doel als Ja. Uit SOVON-data blijkt dat er in de periode 2019–2021 meer dan 2.500 broedparen aanwezig waren. Daarmee wordt het doel gehaald.

Het aantal waarnemingen telt vele duizenden meldingen.

7.3.8 Duinpieper

De duinpieper was lange tijd een kenmerkende broedvogel van open stuifzanden op de Veluwe. In het beheerplan is als doelstelling het behoud en waar mogelijk her/vestiging van de soort opgenomen. In de NDA wordt dit doel als “Nee, tenzij” beoordeeld, omdat de soort sinds enkele jaren als broedvogel verdwenen is. Recente SOVON-gegevens bevestigen dat de duinpieper niet meer broedt op de Veluwe. Her/vestiging lijkt op korte termijn niet waarschijnlijk, gezien de structurele afname van geschikt leefgebied en de zeer kleine landelijke populatie.

De duinpieper wordt soms nog aangetroffen op de Veluwe, maar niet als broedvogel.

7.3.9 Roodborsttapuit

Voor de roodborsttapuit is een instandhoudingsdoel van minimaal 1.100 broedparen vastgesteld. De NDA beoordeelt dit als Ja. In 2019–2021 werden circa 1.731 broedparen vastgesteld (SOVON 2021). Daarmee is het doel behaald. De roodborsttapuit profiteert van heidebeheer en begrazing, waardoor open structuren met verspreide struiken behouden blijven.

Het aantal waarnemingen bedraagt volgens GBIF (2025) meer dan 10.000.

7.3.10 Tapuit

De tapuit is een van de meest zorgwekkende broedvogels van de Veluwe. Voor deze soort is een doelstelling van minimaal 100 broedparen vastgesteld. De NDA beoordeelt dit als Nee, tenzij. Recente SOVON-gegevens laten zien dat de populatie nog steeds zeer laag is, met minder dan 50 paren. De tapuit is afhankelijk van dynamische zandige habitats, die sterk in oppervlakte zijn afgenomen. Het doel is daarmee niet gehaald en blijft voorlopig buiten bereik.

Desondanks is de tapuit ruim meer dan duizend maal waargenomen (GBIF, 2025).

7.3.11 Grauwe klauwier

Voor de grauwe klauwier geldt een instandhoudingsdoel van minimaal 40 broedparen. De NDA beoordeelt dit als Ja, mits. Recente tellingen laten een populatie zien van 90–96 paren op de Veluwe (SOVON 2021). Daarmee is het doel ruimschoots gehaald. Wel geldt dat een deel van het leefgebied zich buiten Natura 2000-grenzen bevindt, waardoor het behoud afhankelijk is van agrarisch natuurbeheer en maatregelen in het omliggende landschap.

Het frequente voorkomen (4.500 maal) illustreert dit.

7.3.12 Samenvatting van de resultaten

Tabel 7.1 laat zien welke doelen er zijn gesteld aan de specifieke VHR-soorten qua aantallen en of de doelen volgens de NDA zijn behaald. Tabel 7.1 Vergelijking NDA (2023) en actuele beoordeling (2025)

Soort	Instandhoudingsdoel	NDA 2023	Actuele beoordeling	Achtergrond
Kamsalamander	Behoud populatie	Nee, tenzij	Nee, tenzij	Populatie stabiel; negatieve beoordeling vooral door genetische vervuiling (Ravon 2022)
Drijvende waterweegbree	Behoud/uitbreiding	Nee, tenzij	Nee, tenzij	Populatie zeer beperkt; doel niet gehaald (Floron 2022)
Wespendief	≥100 paren	Nee, tenzij	Ja, mits	Populatie stabiel rond 100–120 paren; doel waarschijnlijk behaald (SOVON 2023)
Nachtzwaluw	≥610 paren	Ja	Ja	Circa 900 paren in 2021; doel ruimschoots gehaald (SOVON 2023)
Draaihals	(Her)vestiging	Nee, tenzij	Ja	220–280 paren in NL (2024), merendeel op Veluwe; doel behaald (SOVON 2024)
Zwarte specht	≥400 paren	Nee, tenzij	Ja, mits	490 paren op de Veluwe in 2022; doel behaald (SOVON 2022)
Boomleeuwerik	≥2.400 paren	Ja	Ja	>2.500 paren in 2019–2021; doel gehaald (SOVON 2021)
Duinpieper	(Her)vestiging	Nee, tenzij	Nee, tenzij	Niet aanwezig; doel niet gehaald (SOVON 2023)
Roodborsttapuit	≥1.100 paren	Ja	Ja	1.731 paren in 2019–2021; doel gehaald (SOVON 2021)
Tapuit	≥100 paren	Nee, tenzij	Nee, tenzij	Populatie <50 paren; doel niet gehaald (SOVON 2023)
Grauwe klauwier	≥40 paren	Ja, mits	Ja, mits	90–96 paren; doel gehaald, afhankelijk van leefgebied buiten N2000 (SOVON 2021)

Daarnaast is, op grond van de meest actuele informatie, deze beoordeling opnieuw uitgevoerd. Bij de nieuwe beoordeling is, naast de aantallenontwikkelingen, rekening gehouden met drukfactoren, die in de NDA worden genoemd.

Hieruit blijkt dat de beoordeling voor een drietal soorten gunstiger is geworden. De wespendif, de draaihals en de zwarte specht verdienen nu de beoordeling “Ja” of “Ja, mits” in plaats van “Nee, tenzij”.

7.3.13 Synthese

De vergelijking tussen de NDA (2023) en de meest recente gegevens laat zien dat de NDA voor enkele soorten te somber was. Voor de draaihals en zwarte specht zijn de doelen inmiddels gehaald en zelfs overschreden. De wespendif blijkt feitelijk stabiel rond 100–120 paren, terwijl de NDA daar onzeker over was.

Aan de andere kant blijven de doelen voor de tapuit, duinpieper en drijvende waterweegbree buiten bereik: hier zijn er wel degelijk structurele problemen met habitat en populatieomvang.

Kernpatroon: actuele monitoring geeft een genuanceerder en betrouwbaarder beeld dan de modelmatige benadering in de NDA. Modellen en generieke aannames over stikstofdruk leiden tot conservatieve of te negatieve beoordelingen, terwijl feitelijke tellingen aantonen dat meerdere soorten wél duurzaam voorkomen.

7.4 Discussie

7.4.1 Ecologische duiding

De resultaten tonen dat de trends van VHR-soorten nauw samenhangen met de in hoofdstuk 4–6 beschreven condities. Bij hydrologisch gevoelige soorten, zoals kamsalamander en drijvende waterweegbree, is de waterhuishouding doorslaggevend. Bossoorten zoals zwarte specht en draaihals profiteren van structuurdiversiteit en de aanwezigheid van dood hout. Bij soorten van open heide en stuifzand, zoals tapuit en duinpieper, blijkt de mate van dynamiek en openheid cruciaal. Dit bevestigt dat VHR-soorten vooral reageren op een combinatie van abiotiek, structuur en beheer, en minder direct op stikstofdepositie alleen.

7.4.2 Ruimtelijke schaal en tijdsdynamiek

De populatiedynamiek van VHR-soorten ontwikkelt zich vaak op langere termijn en over grotere ruimtelijke schaal dan afzonderlijke meetlocaties. Soorten als grauwe klauwier of wespendif kunnen profiteren van gunstige omstandigheden in een bredere regio, ook als één habitattype lokaal minder optimaal is. De fluctuaties in aantallen vragen daarom om een meerjarige beoordeling, waarin trends en regionale samenhang worden meegewogen.

7.4.3 Juridisch kritieke soorten

Niet alle VHR-soorten wegen juridisch even zwaar. Voor een aantal soorten, zoals tapuit, duinpieper en drijvende waterweegbree, geldt dat zij expliciet als kritiek zijn aangemerkt in de *Vernieuwde landelijke doelen voor Natura 2000-habitattypen en -soorten* (Ministerie van

LVVN, 2024). Voor deze soorten geldt dat negatieve trends direct gevolgen hebben voor de rapportageverplichtingen van Nederland onder de Vogel- en Habitatrichtlijn. Dit onderstreept het belang om juist voor deze soorten actuele monitoringgegevens beschikbaar te hebben.

7.4.4 Vergelijking met eerdere beoordelingen

De resultaten laten zien dat actuele monitoring vaak een genuanceerder beeld geeft dan de natuurdoelanalyses (NDA's). Zo laat de grauwe klauwier een herstelrend zien die in de NDA nog niet werd onderkend. Ook bij andere soorten blijkt dat het gebruik van verouderde datasets of modelmatige aannames kan leiden tot een conservatieve inschatting van risico's, die niet altijd overeenkomt met de trends in actuele monitoring. Het structureel betrekken van recente inventarisaties (Sovon, Ravon, Floron, GBIF) versterkt de betrouwbaarheid van de beoordeling en voorkomt discrepanties tussen veldwerk en modelanalyse.

7.4.5 Beleidsmatige relevantie

Het koppelen van VHR-soorten aan abiotiek, typische soorten en structuurkenmerken maakt het mogelijk om herstelmaatregelen gericht te prioriteren. Voor soorten van natte habitats is hydrologisch herstel essentieel, voor bossoorten het vergroten van structuurdiversiteit, en voor heide- en stuifzandsoorten het bevorderen van dynamiek. Dit maakt duidelijk dat een breed herstelbeleid meer effect kan hebben dan generieke stikstofreductie alleen. Door actuele monitoring centraal te stellen, kan bovendien een juridisch robuust fundament worden gelegd dat beter aansluit bij de feitelijke ecologische werkelijkheid.

Daarmee rijst de vraag hoe om te gaan met het juridisch vereiste criterium van een duurzame populatie. De NDA benadrukt terecht dat het behalen van de instandhoudingsdoelen pas geborgd is wanneer ook de ecologische randvoorwaarden, zoals leefgebiedkwaliteit en voedselbeschikbaarheid, duurzaam aanwezig zijn. Tegelijkertijd laat de recente aantalsontwikkeling zien dat deze randvoorwaarden in de praktijk gunstiger zijn dan de NDA inschatte. De positieve trends bij de draaihals, zwarte specht, grauwe klauwier en nachtzwaluw wijzen erop dat de Veluwe momenteel in staat is deze soorten te dragen, ondanks eerdere zorgen.

Voor andere soorten, zoals de tapuit, duinpieper en drijvende waterweegbree is het beeld minder positief. Hier zijn de doelen niet gehaald en blijft de instandhouding afhankelijk van ingrijpende herstelmaatregelen. Deze gevallen laten zien dat het etiket "Nee, tenzij" in sommige gevallen terecht is, omdat er daadwerkelijk sprake is van structurele problemen. Voor het oplossen van deze problemen is een combinatie van grondige monitoring, zorgvuldige diagnose en gerichte herstelmaatregelen noodzakelijk.

7.5 Conclusie

De analyse van VHR-soorten laat zien dat hun trends sterk samenhangen met de abiotische condities, typische soorten en structuurkenmerken zoals beschreven in hoofdstuk 4–6. Soorten die afhankelijk zijn van specifieke habitatkenmerken, zoals hydrologie, dynamiek of dood hout, reageren daar direct op.

Een belangrijk aandachtspunt is dat enkele soorten, waaronder tapuit, duinpieper en drijvende waterweegbree, juridisch kritisch zijn. Voor deze soorten gelden negatieve trends direct als knelpunt binnen de rapportageverplichtingen van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Het gericht volgen en ondersteunen van deze soorten is daarom onmisbaar.

Tegelijkertijd tonen de resultaten dat veel VHR-soorten stabiel of in herstel zijn, zeker waar actuele monitoring beschikbaar is. Dit bevestigt dat lokale veerkracht vaak groter is dan modelmatige natuurdoelanalyses doen vermoeden. Door veldwaarnemingen structureel te koppelen aan landelijke doelen en profielcriteria ontstaat een realistischer en juridisch sterker fundament voor natuurbeleid.

Samenvattend benadrukt dit hoofdstuk dat VHR-soorten niet los beoordeeld mogen worden van hun ecologische context. Hun trends vormen zowel een toetssteen voor het functioneren van habitats als een juridische graadmeter voor de staat van instandhouding. Actuele monitoring en daaropvolgend maatwerkbeheer zijn daarbij de sleutels tot behoud en herstel.

8 Synthese

8.1 Samenhang tussen abiotiek, soorten en structuur

De voorgaande hoofdstukken hebben laten zien hoe verschillende indicatoren – abiotische factoren, typische soorten, ecologische functies en VHR-soorten – gezamenlijk een genuanceerd beeld geven van de natuurkwaliteit op de Veluwe. Waar modellen doorgaans uitgaan van generieke drukfactoren, maakt monitoring zichtbaar dat er sprake is van een mozaïek: sterke gebieden met hoge natuurwaarden staan naast gebieden waar wezenlijke tekorten bestaan.

De resultaten uit hoofdstuk 4–6 laten zien dat abiotische randvoorwaarden, typische soorten en structuurkenmerken nauw met elkaar verweven zijn. Afwijkingen in de bodemchemie werken door in soortenrijkdom en vegetatiedynamiek; omgekeerd weerspiegelen typische soorten vaak de onderliggende milieutoestand. Uit hoofdstuk 6 blijkt bovendien dat structuurkenmerken zoals dood hout, verstuiwingsdynamiek en hydrologische variatie niet alleen bepalend zijn voor de ecologische functies van habitats, maar ook sterke koppelingen vertonen met de aanwezigheid van typische soorten. Zo profiteren bossoorten van variatie in leeftijdsopbouw en dood hout, terwijl open heide- en stuifzandsoorten afhankelijk zijn van dynamiek en verstoring.

Dit geïntegreerde beeld staat in contrast met onderzoeken die vooral op modeluitkomsten zijn gebaseerd, zoals de natuurdoelanalyse van de Veluwe. Waar de NDA een relatief somber en uniform beeld schetst op basis van stikstofdeposities, laten de feitelijke veldgegevens zien dat de ecologische kwaliteit per habitatype en locatie sterk varieert en vaak positiever uitvalt.

Ook de resultaten voor VHR-soorten (hoofdstuk 7) sluiten hierbij aan: juridisch kritieke soorten profiteren duidelijk van sterke structuurkenmerken, terwijl zwakke schakels juist gepaard gaan met achteruitgang.

8.2 Sterke en zwakke schakels

Binnen de Veluwe tekenen zich duidelijke contrasten af. De Ermelose Heide en de beekdalen van Leuvenum en Hierden laten tekorten zien: typische soorten ontbreken hier deels en ecologische functies zijn verzwakt. Daartegenover staan referentiegebieden van hoge kwaliteit. Het Speulderbos herbergt alle typische soorten van H9120, een uitzonderlijk gunstige situatie die duidt op een goed functionerend bostype. Ook het Kootwijkerzand behoudt vrijwel alle kern- en indicatorsoorten van H2330, inclusief exclusieve korstmossen die elders in Europa zeldzaam zijn. Deze positieve uitschieters laten zien dat het behalen van instandhoudingsdoelen mogelijk is, mits condities en beheer gunstig zijn.

8.3 Betekenis van integrale monitoring

De synthese maakt duidelijk dat monitoring niet alleen problemen aan het licht brengt, maar ook successen zichtbaar maakt. Juist deze combinatie geeft beleidsmakers en beheerders

een betrouwbaarder instrument in handen: het laat zien waar herstelmaatregelen dringend nodig zijn, maar ook waar huidige beheerpraktijken effectief zijn en als voorbeeld kunnen dienen. Daarmee overstijgt monitoring de beperkingen van stikstofmodellen: in plaats van een generiek en vaak negatief beeld, levert het een gebiedsspecifieke en gedifferentieerde diagnose op.

8.4 Beleidsmatige implicaties

De synthese van de resultaten wijst op de noodzaak van lokaal maatwerk in het natuurbeleid. Generieke stikstofreductie kan een ondersteunende rol spelen, maar levert slechts beperkt inzicht in de feitelijke staat van instandhouding. Monitoring van abiotiek, typische soorten, structuur en VHR-soorten biedt daarentegen concrete handvatten voor gebiedsspecifieke herstelstrategieën.

Daarmee contrasteert dit onderzoek met de uitkomsten van natuurdoelanalyses zoals die voor de Veluwe, waarin modelberekeningen van stikstofdepositie centraal staan en vaak een uniform negatief beeld wordt geschetst. De feitelijke veldgegevens tonen juist dat de ecologische kwaliteit binnen en tussen gebieden sterk varieert, en dat herstelkansen zichtbaar worden zodra lokale omstandigheden en beheerpraktijken worden meegewogen. Dit maakt monitoring tot een krachtiger basis voor zowel ecologische duiding als beleidskeuzes.

8.5 Benodigde beleidsomslag naar monitoringsgericht beleid

De analyses in dit rapport laten zien dat feitelijke monitoring van natuurkwaliteit — gebaseerd op abiotische condities, typische soorten en ecologisch functioneren — een betrouwbaarder en meer juridisch houdbaar beeld oplevert dan het huidige, sterk modelgestuurde stikstofbeleid. Om de vergunningverlening en het natuurbeleid toekomstbestendig te maken, is een beleidsomslag nodig.

Ecologisch fundament. Monitoring maakt zichtbaar hoe ecosystemen daadwerkelijk functioneren. Typische soorten en indicatoren voor structuur en functies geven direct inzicht in de staat van instandhouding, inclusief lokale verschillen in veerkracht of kwetsbaarheid (Bobbink & Hettelingh, 2020; Ecologische Autoriteit, 2024). Modellen zoals AERIUS en KDW's kunnen waardevol zijn als hulpmiddel, maar missen deze ecologische nuance.

Juridische borging. Volgens de Habitatrichtlijn (art. 6) moeten lidstaten verslechtering van beschermde habitats voorkomen. Het Europees Hof van Justitie en de Raad van State hebben geoordeeld dat modelmatige aannames alleen onvoldoende zijn voor een robuuste toets (Hof van Justitie van de Europese Unie, 2018 en Raad van State 2019). Recente jurisprudentie (Rechtbank Den Haag, 2025) benadrukt dat de staat feitelijke gegevens moet kunnen overleggen om beleid en vergunningen juridisch houdbaar te maken. Monitoring kan hierin voorzien.

Beleidsruimte. Beleidsmatig is er ruimte om deze omslag te maken. Het rapport *Natuurmonitoring als alternatief voor het stikstofreductiebeleid* (Prins, Schepel & Andela, 2025) schetst hoe monitoring wettelijk kan worden verankerd als toetsingsbasis, waarbij KDW's worden gebruikt als richtwaarden en niet als absolute norm. De Leeswijzer Natura 2000 (2014) biedt daarvoor al een praktisch kader.

Conclusie. De noodzakelijke beleidsomslag is die van een preventief modelgestuurd systeem naar een empirisch onderbouwd, adaptief monitoringsysteem. Monitoring van typische soorten en ecologische functies vormt daarbij het fundament, terwijl modellen een ondersteunende rol vervullen. Zo ontstaat een beleid dat ecologisch realistischer is, juridisch robuuster en maatschappelijk beter verdedigbaar.

8.5 Slotbeschouwing

Samenvattend kan de synthese in vier kernpunten worden samengevat:

- **Samenhang:** abiotiek, soorten en structuur versterken elkaar en bepalen gezamenlijk de staat van instandhouding.
- **Contrasten:** monitoring toont zowel zwakke schakels als sterke referentiegebieden.
- **Beeld van monitoring:** feitelijke veldgegevens maken zichtbaar waar natuurkwaliteit onder druk staat én waar herstel al plaatsvindt.
- **Beleidswaarde:** monitoring biedt concrete handvatten voor lokaal maatwerk in natuurherstel en beheer.

9 Conclusies

Dit rapport onderzocht de vraag:

In welke mate bieden lokale natuurmetingen – van abiotische factoren, typische soorten, ecologische functies en VHR-soorten – een betrouwbaarder beeld van de natuurkwaliteit dan modelmatig voorspelde stikstofdepositie, en hoe kan deze benadering bijdragen aan effectiever en juridisch houdbaar natuurbeleid?

De analyse is toegespitst op kwetsbare zandgronden met nadruk op de Veluwe. Hieronder worden de vier deelvragen afzonderlijk besproken en vervolgens samengebracht in een hoofdconclusie.

9.1 Abiotische drukfactoren

Lokale metingen van stikstof en andere abiotische factoren laten zien dat stikstof slechts één van de vele drukfactoren is. Belangrijke lokale invloeden, zoals hydrologie, recreatiedruk en versnippering, worden in modellen vaak onvoldoende meegenomen. Monitoring maakt zichtbaar dat stikstofdruk niet overal doorslaggevend is, waardoor problemen efficiënter op lokaal niveau kunnen worden aangepakt.

Conclusie: Monitoring biedt een genuanceerder beeld van abiotische drukfactoren dan generieke stikstofmodellen, en geeft betere aanknopingspunten voor gebiedsgericht beheer.

9.2 Typische soorten

De aanwezigheid van typische soorten geeft rechtstreeks inzicht in de staat van instandhouding van habitattypen. De analyse liet zien dat in meerdere gebieden de volledige of vrijwel volledige set van typische soorten aanwezig is. Zo herbergt het Speulderbos alle typische soorten van H9120, en bevat het Kootwijkerzand vrijwel de volledige set van H2330, inclusief exclusieve korstmossen die elders in Europa schaars zijn. In andere gebieden, zoals de Ermelose Heide en het dal van de Hierdense Beek, is het beeld minder compleet.

Conclusie: Monitoring van typische soorten bevestigt dat natuurkwaliteit betrouwbaarder kan worden beoordeeld dan met modelmatige stikstofindicatoren, omdat het direct zichtbaar maakt of soorten in voldoende mate aanwezig zijn.

9.3 Ecologische structuur en functies

Veldbezoeken en casestudies (Speulderbos, Leuvenumse beek, Kootwijkerzand) tonen aan dat ecologische functies sterk afhankelijk zijn van lokale omstandigheden en beheermaatregelen. Herstelmaatregelen, zoals het plaggen van stuifzanden of beekherstel, hebben aantoonbare effecten die in stikstofmodellen niet zichtbaar worden. Tegelijkertijd laten referentiegebieden zoals het Speulderbos en Kootwijkerzand zien dat waar de condities gunstig zijn, ecologische functies duurzaam aanwezig blijven en

instandhoudingsdoelen volledig behaald kunnen worden.

Conclusie: Monitoring van ecologische structuren en functies laat niet alleen de noodzaak van herstel zien, maar ook dat ecosystemen in sterke gebieden robuust functioneren. Dit biedt direct inzicht in de effectiviteit van beheer en de mogelijkheden voor behoud.

9.4 VHR-soorten

Voor de elf VHR-soorten die in de NDA zijn beoordeeld, blijkt monitoring een genuanceerder beeld te geven dan modelmatige beoordelingen. Bij soorten als draaihal, zwarte specht, wespandief en nachtzwaluw worden doelen gehaald of overschreden, terwijl de NDA op basis van stikstofdruk negatief oordeelde. Voor enkele soorten (tapuit, duinpieper, drijvende waterweegbree) blijven de doelen onhaalbaar, maar dat komt vooral door habitatverlies en hydrologie, niet door stikstof alleen.

Conclusie: Monitoring van VHR-soorten is rechtstreeks verbonden met de toetsingscriteria van de Vogel- en Habitatrichtlijn en daarmee juridisch veel relevanter dan modelbenaderingen.

9.5 Synthese van de deelbevindingen

De analyses van hoofdstuk 4 t/m 7 laten zien dat modelmatige stikstofbeoordelingen en feitelijke monitoring vaak tot verschillende conclusies leiden.

Uit Tabel 9.1 blijkt dat monitoring structureel meer detail en betrouwbaarheid biedt. Waar stikstofmodellen vooral uniformiteit en risico's benadrukken, maken feitelijke metingen zichtbaar dat:

- stikstof niet overal de dominante drukfactor is;
- typische soorten en ecologische functies vaak robuuster zijn dan modellen suggereren;
- instandhoudingsdoelen voor veel VHR-soorten in werkelijkheid wél gehaald worden.

Monitoring maakt het dus mogelijk om natuurkwaliteit gericht en toetsbaar te beoordelen, en vormt daarmee een sterker fundament voor beleid en beheer dan een modelmatige benadering.

Tabel 9.1. Synthese van bevindingen per deelvraag: vergelijking stikstofmodellen en monitoring

Deelvraag	Beeld volgens stikstofmodellen	Beeld volgens monitoring	Implicatie
Abiotische drukfactoren (H4)	Stikstof wordt als dominante drukfactor gezien, vaak uniform hoog in alle deelgebieden.	Stikstofdruk varieert sterk per locatie; andere factoren (hydrologie, recreatie, versnippering) vaak bepalender.	Gerichte maatregelen per gebied zijn effectiever dan generieke stikstofreductie.
Typische soorten (H5)	Achteruitgang bij overschrijding KDW	In meerdere gebieden volledige set aanwezig; elders tekorten	Aanwezigheid van typische soorten is een betrouwbare indicator van habitatkwaliteit.
Ecologische structuur en functies (H6)	Modellen tonen alleen stikstofdruk, zonder inzicht in veerkracht of beheermaatregelen.	Veldbezoeken laten zien dat herstelmaatregelen (plaggen, beekherstel) duidelijke effecten hebben.	Monitoring maakt effectiviteit van beheer zichtbaar en toetsbaar.
VHR-soorten (H7)	NDA, gebaseerd op stikstofdruk, oordeelt vaak negatief over instandhoudingsdoelen.	Monitoring toont dat voor veel soorten doelen wél gehaald zijn (nachtswaluw, draaihals, zwarte specht).	VHR-monitoring sluit direct aan bij EU-richtlijnen en is juridisch relevanter.

Monitoring maakt het dus mogelijk om natuurkwaliteit gericht en toetsbaar te beoordelen, en vormt daarmee een sterk fundament voor beleid en beheer.

9.6 Aanvullende beschouwing

De vergelijking van de referentiegebieden laat zien dat monitoring een aanzienlijk genuanceerder beeld oplevert dan de modelmatige benadering via AERIUS en Kritische Depositiewaarden. Waar de modellen veelal één boodschap geven – te veel stikstof, overal en altijd – blijkt uit de monitoring dat circa driekwart van de metingen in de groene categorie valt, ongeveer 15% oranje is en slechts rond de 10% rood scoort. Typische soorten zijn in de meeste gebieden aanwezig en de ecologische structuur en functies blijken grotendeels op orde. Dit betekent dat er wel degelijk problemen bestaan, maar dat deze

overwegend lokaal en gebiedsspecifiek zijn. Monitoring maakt het daardoor mogelijk om gericht in te grijpen op kwetsbare plekken, in plaats van het opleggen van generieke maatregelen voor alle gebieden.

Hoewel monitoring hiermee overtuigend aantoont een robuustere en juridisch beter verdedigbare basis te bieden dan modellen, zijn er ook enkele kanttekeningen te plaatsen:

- **Vertraagde signalering:** Vegetatie en soorten reageren vaak vertraagd op drukfactoren, waardoor monitoring soms pas later verslechtering registreert. Dit bezwaar wordt echter grotendeels ondervangen door naast soorteninventarisaties ook abiotische factoren (zuurgraad, vochttoestand, nutriëntenbalans) én ecologisch functioneren systematisch te volgen. Juist de combinatie van deze drie benaderingen maakt monitoring tot een vroegtijdig en betrouwbaar signaleringsinstrument.
- **Investerings en borging:** De opbouw van een landelijk dekkend monitoringsnetwerk vraagt substantiële initiële investeringen, al zijn de jaarlijkse kosten daarna relatief beperkt in verhouding tot het totale natuurbudget. Daarnaast is institutionele borging noodzakelijk: onafhankelijke uitvoering, uniforme standaarden en regelmatige rapportages zijn cruciaal voor betrouwbaarheid en vertrouwen.
- **Voorzorgsbeginsel en beleid:** Er bestaat een risico op beleidsinertie wanneer pas wordt ingegrepen nadat feitelijke achteruitgang is vastgesteld. Heldere escalatieprotocollen en een tijdige koppeling van monitoringuitkomsten aan beleidsinterventies zijn daarom essentieel.
- **Juridische praktijk:** Tot nu toe baseren rechters hun uitspraken vooral op modeluitkomsten, waardoor er nog weinig precedent is voor monitoring als juridische basis. Het vraagt tijd en consistente toepassing voordat monitoring ook in de rechtspraak volledig geaccepteerd wordt.

9.7 Hoofdconclusie

Met dit onderzoek is de in § 1.2.3 geformuleerde hoofdvraag beantwoord: *“In welke mate bieden lokale natuurmetingen – van abiotische factoren, typische soorten, ecologische functies en VHR-soorten – een betrouwbaarder beeld van de natuurkwaliteit dan modelmatig voorspelde stikstofdepositie, en hoe kan deze benadering bijdragen aan effectiever en juridisch houdbaar natuurbeleid?”*

De resultaten laten zien dat monitoring in dit onderzoek structureel meer detail en betrouwbaarheid oplevert dan stikstofmodellen. Waar modellen vooral generieke risico's signaleren, maken feitelijke metingen zichtbaar welke habitats en soorten daadwerkelijk onder druk staan en welke juist stabiel of veerkrachtig zijn. Daarmee sluit monitoring direct aan bij de kern van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn: de beoordeling van de feitelijke staat van instandhouding.

De casussen op de Veluwe en andere zandgronden tonen een gevarieerd beeld. Er zijn kwetsbare schakels, zoals beekdalen en delen van de heide, waar herstelmaatregelen

dringend nodig zijn. Tegelijkertijd zijn er referentiegebieden, zoals het Kootwijkerzand en het Speulderbos, waar de natuurkwaliteit hoog is en instandhoudingsdoelen worden behaald. Dit bevestigt dat stikstof weliswaar een belangrijke, maar sterk lokaal variërende drukfactor is. Het ligt daarom voor de hand dat gebiedsgerichte maatregelen in veel gevallen beter aansluiten bij de lokale situatie en daardoor effectiever en proportioneel kunnen zijn dan generieke stikstofreductie. Deze veronderstelling wordt ondersteund door het werk van CLM (Van der Schans & Rougoor), dat in hun rapport *Kosteneffectiviteit van Ammoniakmaatregelen* (2022) een “gebiedsgerichte aanpak” bespreekt als kostenefficiënte aanvulling op generieke maatregelen. Hoewel dat onderzoek zich primair richt op landbouwmaatregelen, sluit het aan bij de gedachte dat maatwerk en lokale afstemming in veel gevallen economisch en ecologisch zinvol zijn.

Monitoring biedt daarmee een stevig ecologisch fundament voor beleid, zeker in combinatie met de richtinggevende inzichten die modellen kunnen leveren. Door de integrale beoordeling van abiotische condities, typische soorten en ecologische functies wordt de feitelijke natuurkwaliteit zichtbaar gemaakt. Dat is niet alleen ecologisch relevant, maar sluit ook juridisch beter aan bij de toetsingskaders van de EU.

Tegelijkertijd is het belangrijk te onderkennen dat afwezigheid van meetbare effecten niet automatisch betekent dat er geen risico's bestaan. Ecologische processen kunnen vertraagd of indirect zichtbaar worden. Bodemanalyses spelen hierbij een cruciale rol, omdat veranderingen in zuurgraad, nutriënten en basenverzadiging vaak eerder optreden dan verschuivingen in vegetatie of soorten en daarmee een vroegtijdig waarschuwingssignaal geven.

Ten slotte opent monitoring reële mogelijkheden om de huidige stikstofimpasse te doorbreken. Waar feitelijke gegevens aantonen dat lokaal geen risico bestaat, kan vergunningverlening verantwoord doorgang vinden, terwijl herstelmaatregelen gericht worden ingezet waar monitoring knelpunten aanwijst. Modellen behouden hun waarde als instrument voor scenario's, emissieberekeningen en beleidsontwikkeling. Voor de feitelijke toetsing van natuurkwaliteit ligt de nadruk echter op monitoring, omdat dit direct aansluit bij de ecologische werkelijkheid. In samenhang gebruikt versterken monitoring en modellen elkaar: monitoring geeft zicht op de actuele toestand, terwijl modellen helpen om toekomstige ontwikkelingen en beleidsopties te verkennen.

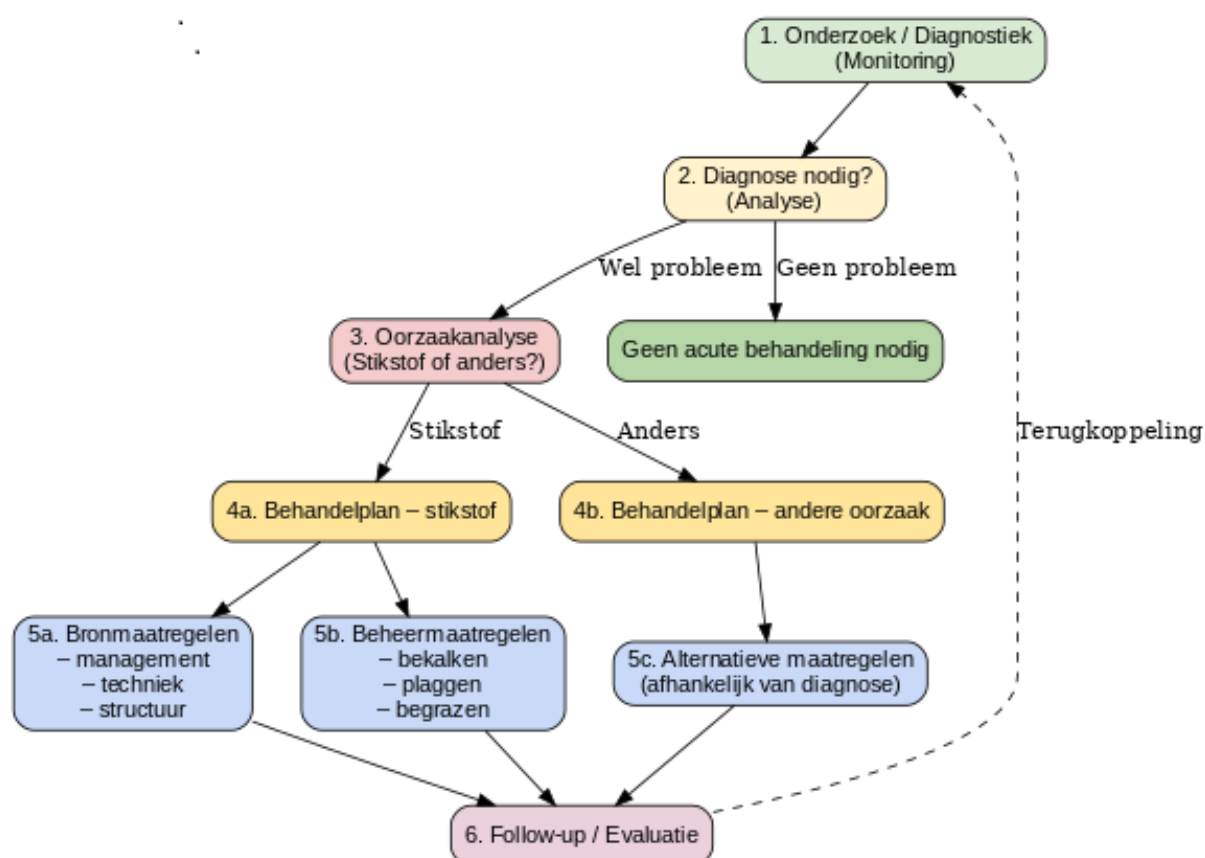
Daarmee laat dit onderzoek zien dat systematische monitoring een ecologisch betrouwbaarder, juridisch sterker en maatschappelijk beter uitlegbaar fundament biedt voor natuurbeleid en vergunningverlening dan een eenzijdige sturing op stikstofmodellen.

10 Beslisboom voor gebiedsgerichte aanpak

10.1 Inleiding

In de gezondheidszorg volgt het zorgprotocol doorgaans een vaste logica: diagnose → oorzaakanalyse → behandelplan → behandeling → follow-up. Artsen baseren besluiten primair op metingen (anamnese, laboratorium, beeldvorming), niet uitsluitend op modelverwachtingen.

Diezelfde systematiek kan ook worden toegepast op Natura 2000-gebieden: eerst vaststellen óf er ecologische achteruitgang is, vervolgens waardóór, daarna welke interventies lokaal effectief zijn, en tenslotte hoe deze worden gevolgd met monitoring. De beslisboom in dit hoofdstuk operationaliseert deze aanpak (zie Figuur 10.1).



Figuur 10.1. Beslisboom voor gebiedsgerichte aanpak op basis van monitoring.

10.2 Toelichting

10.2.1 Onderzoek / Diagnostiek

De eerste stap is het vaststellen of er daadwerkelijk sprake is van een ecologisch probleem. Dit gebeurt op basis van lokale monitoring van abiotische factoren, typische soorten, vegetatiestructuur en functies, en Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten. Wanneer deze indicatoren stabiel of positief zijn, is geen verdere actie nodig.

Zorg-analogie: zoals een arts eerst nagaat of er afwijkende waarden of klachten bestaan, voorkomt dit overbehandeling op basis van alleen risicomodellen.

10.2.2 Diagnose nodig?

Wanneer monitoring wél achteruitgang laat zien, volgt een nadere diagnose. Dit voorkomt dat generieke maatregelen worden ingezet zonder feitelijke noodzaak.

Zorg-analogie: Zoals een arts pas een behandeling start bij aantoonbare afwijkingen, zo wordt ook in natuurbeheer niet ingegrepen zonder feitelijke achteruitgang.

10.2.3 Oorzaakanalyse en brontoewijzing

Als er sprake is van achteruitgang, wordt onderzocht welke factoren daaraan bijdragen. Daarbij wordt stikstof afgezet tegen andere drukfactoren zoals hydrologie, versnippering, recreatiedruk, exoten of beheerachterstanden. Stikstof wordt pas als relevante factor benoemd bij convergerend bewijs, zoals verzuivering door nitrofiële soorten in combinatie met verhoogde N-metingen.

Vervolgens moet de bron worden toegewezen. Diverse studies laten zien dat stikstofbronnen hoofdzakelijk kunnen worden toegerekend binnen een afstand van circa 300 meter (Universiteit van Amsterdam, 2023; Melkvee.nl, 2024; Santing, 2012; De Heij, 2025; Meetpartners Liefstinghsbroek, 2025; Lindeboom, 2025; CLM Onderzoek en Advies, 2024). Hieruit volgt de werkregel: bronmaatregelen zijn vooral zinvol binnen 300 meter; verder weg liggen habitatmaatregelen meer voor de hand.

Zorg-analogie: zoals een arts onderscheid maakt tussen lokale en systemische oorzaken, bepaalt de afstand tussen bron en “patiënt” welke behandeling effectief is.

10.2.4 Behandelplan

Op basis van de diagnose en brontoewijzing wordt een behandelplan opgesteld. Hierbij geldt het principe: eerst de minst ingrijpende, meest kosteneffectieve maatregelen; pas later zwaardere ingrepen.

Zorg-analogie: Zoals een arts een behandelplan opstelt waarin lichte middelen (medicatie, therapie) worden afgewogen tegenover zware ingrepen (operatie), zo ordent natuurbeheer maatregelen naar effectiviteit en de intensiteit van de maatregel.

10.2.5 Behandeling

Bronmaatregelen

- Management (bijv. aanpassing van voer of bemestingsregime)
- Techniek (bijv. uitrijtechnieken of Lely Sphere)
- Structuur (bijv. verplaatsing van bedrijfsgebouwen buiten de significantiezône, agrarisch natuurbeheer op aangrenzende percelen, vrijwillige opkoop als uiterste optie.

Zorg-analogie: vergelijkbaar met het wegnemen van de oorzaak, zoals rookstop of het verwijderen van een tumor.

Beheermaatregelen

- Plaggen of chopperen van vergraste heide.
- Herstel van waterhuishouding.
- Stimuleren van stuifzanddynamiek.

- Divers bosbeheer.

Zorg-analogie: fysiotherapie en revalidatie versterken de veerkracht van de patiënt, ongeacht de oorzaak.

10.2.6 Follow-up en adaptief beheer

Net als in de geneeskunde is opvolging essentieel. Vooraf worden meetdoelen en indicatoren vastgesteld (vegetatie, soorten, waterhuishouding). Monitoringdata worden periodiek geëvalueerd. Als maatregelen onvoldoende effect hebben, volgt bijsturing.

Zorg-analogie: Zoals fysiotherapie het herstelvermogen van een patiënt versterkt, vergroten beheermaatregelen de veerkracht van ecosystemen

10.3 Conclusie

De beslisboom maakt duidelijk dat monitoring het startpunt vormt voor elke gebiedsgerichte aanpak. Alleen wanneer feitelijke achteruitgang wordt vastgesteld én stikstof als relevante oorzaak is bewezen, worden bron- of beheermaatregelen ingezet. Dit voorkomt generieke overbehandeling, maakt gebiedsgericht maatwerk mogelijk en sluit beter aan bij de juridische eisen van de Vogel- en Habitatrichtlijn.

De systematiek biedt daarmee niet alleen ecologisch maatwerk, maar ook een juridisch robuuste basis voor besluitvorming.

11 Aanbevelingen

De conclusies van dit rapport laten zien dat natuurmonitoring op de Veluwe een betrouwbaarder en juridisch houdbaarder fundament biedt dan stikstofmodellen voor de beoordeling van de staat van instandhouding. Dit vraagt om heroriëntatie van natuurbeleid en bijbehorende beheerpraktijk. De aanbevelingen zijn gegroepeerd naar drie sporen: beleid, beheer en onderzoek.

11.1 Beleid

Het huidige stikstofbeleid is sterk juridisch georiënteerd op modeluitkomsten, maar sluit daarmee slechts beperkt aan bij de eisen van de Vogel- en Habitatrichtlijn en bij bredere Europese rechtskaders. Een Monitoringswet kan dit gat dichten door feitelijke ecologische waarnemingen centraal te stellen in beleid en vergunningverlening. Dit maakt de informatie ecologisch betrouwbaarder. Bovendien sluit het beter aan bij Artikel 2, lid 3 van de Habitatrichtlijn, dat voorschrijft dat ook economische, sociale en culturele omstandigheden moeten worden meegewogen.

Daarnaast draagt een monitoringsgestuurd beleid bij aan naleving van Artikel 8 EVRM, doordat het de proportionaliteit van ingrijpende maatregelen versterkt: alleen daar waar monitoring feitelijk problemen aanwijst, worden beperkende maatregelen noodzakelijk en gerechtvaardigd. Deze benadering biedt een robuuster juridisch fundament dan het huidige modelgestuurde beleid en vergroot het maatschappelijk draagvlak doordat natuurkwaliteit zichtbaar en toetsbaar wordt verbonden met de feitelijke situatie in het veld.

Aanbevelingen:

1. Maak monitoring leidend

Vervang het huidige generieke stikstofreductiebeleid, dat sterk leunt op modelberekeningen, door een systeem waarin monitoring van habitats en soorten de basis vormt voor beleidsbeslissingen. Dit sluit direct aan bij de verplichtingen uit de Vogel- en Habitatrichtlijn.

2. Herstel de oorspronkelijke VHR-systematiek

Gebruik de kwaliteitseisen van habitattypen, zoals vastgelegd in de profielfdocumenten en leeswijzer, weer als primaire maatlat voor de beoordeling van de staat van instandhouding. Deze systematiek sluit nauwer aan bij de Europese richtlijnen en is ecologisch relevanter dan de huidige stikstofmodellering.

3. Voer een Monitoringswet in

Overweeg om de huidige juridische verankering van stikstofmodellen in de Stikstofwet te vervangen door een Monitoringswet. Hierin worden instandhoudingsdoelen getoetst aan systematische natuurmetingen, waardoor beleid beter aansluit bij de ecologische werkelijkheid en juridisch beter houdbaar is.

4. Kies voor gebiedsgerichte beleidskaders

Erken dat stikstof vooral een lokale drukfactor is. Beleid moet zich richten op

gebiedsspecifieke maatregelen, in plaats van op generieke landelijke reductiedoelen die ecologisch niet overal relevant zijn.

11.2 Beheer

Maak beheer direct afhankelijk van monitoringsuitkomsten. Herstelmaatregelen als plaggen, hydrologisch herstel en begrazing zijn bewezen effectief, maar hun succes hangt sterk af van de lokale context. Monitoring maakt zichtbaar waar maatregelen werken en waar bijsturing noodzakelijk is. Tegelijkertijd blijkt uit de resultaten dat stikstof zelden de enige drukfactor is; hydrologie, versnippering en recreatie zijn vaak minstens zo bepalend voor de natuurkwaliteit. Pas herstelmaatregelen aan op lokale monitoring en pak meerdere drukfactoren tegelijk aan.

Aanbevelingen:

- 1. Stuur adaptief op monitoringsgegevens.**

Gebruik resultaten van monitoring (abiotiek, typische soorten, functies, VHR-soorten) als basis voor adaptief beheer en stel beheerplannen periodiek bij.

- 2. Voer bewezen effectieve maatregelen door.**

Zet herstelmaatregelen voort die aantoonbaar effect hebben, zoals plaggen van stuifzandgebieden, beekherstel en hydrologische ingrepen.

- 3. Pak drukfactoren integraal aan.**

Combineer maatregelen voor stikstof, hydrologie, versnippering en recreatie, omdat monitoring laat zien dat stikstof zelden de enige bepalende factor is.

11.3 Onderzoek

Langdurige en systematische monitoring is onmisbaar om de staat van instandhouding betrouwbaar vast te stellen. Alleen structurele gegevensreeksen maken trendherkenning en tijdige bijsturing mogelijk. Daarnaast is er een duidelijke noodzaak om monitoring beter te koppelen aan beleids- en juridische kaders: gegevens moeten niet slechts informatief zijn, maar ook bruikbaar in vergunningverlening en toetsingsprocedures. Ten slotte blijft er een rol voor modellen, maar uitsluitend aanvullend: ze kunnen scenario's en prognoses ondersteunen, maar mogen niet de wettelijke toetsingsgrondslag vormen. Innovatieve methoden zoals remote sensing, eDNA-analyse en citizen science kunnen de monitoring verder versterken. Door zulke technieken te combineren met klassieke veldmetingen ontstaat een robuust, toekomstbestendig monitoringsstelsel dat zowel ecologisch als juridisch beter bruikbaar is.

Aanbevelingen:

- 1. Investeer in structurele monitoring**

Zorg voor continuïteit in meetnetten van abiotische factoren, soorten en ecologische functies. Alleen langdurige monitoring maakt betrouwbare trendanalyses mogelijk.

2. Koppel monitoring aan beleids- en juridische systematiek.

Ontwikkel methoden om monitoringsgegevens rechtstreeks te verbinden met de beoordeling van instandhoudingsdoelen, zodat de gegevens bruikbaar zijn in vergunningverlening en beleid.

3. Gebruik modellen aanvullend, niet leidend.

Onderzoek hoe modellen en monitoring elkaar kunnen versterken. Zet modellen in voor scenario's en prognoses, maar baseer de toetsingsgrondslag altijd op feitelijke monitoring.

11.4 Samenvattende aanbeveling

Maak monitoring de spil van het Nederlandse natuurbeleid. Gebruik modellen alleen aanvullend voor scenario's en prognoses. Veranker feitelijke natuurwaarnemingen in een Monitoringswet als maatlat voor instandhoudingsdoelen. Zo wordt beleid ecologisch relevanter, juridisch houdbaarder en maatschappelijk beter uitlegbaar.

De in dit rapport uitgewerkte casussen tonen bovendien dat er reële mogelijkheden zijn om vergunningverlening en natuurbeleid op deze manier te versterken. Monitoring van abiotiek, typische soorten en ecologisch functioneren sluit niet alleen beter aan bij Europese richtlijnen, maar kan ook een juridisch en maatschappelijk robuuster fundament bieden. Deze mogelijkheden verdienen nadrukkelijk verdere uitwerking in beleid, wetgeving en uitvoering.

Referenties

- Alterra (2007). *Klimaatbestendigheid en herstelbaarheid van Natura 2000-habitattypen en leefgebieden van soorten*. Alterra-rapport 706. Wageningen UR, Wageningen.
- Bakker, J. P., van Diggelen, R., & Marrs, R. (2016). Restoration of dry and wet grasslands in Europe: Extent, trends, and future directions. *Applied Vegetation Science*, 19(1), 3–10. <https://doi.org/10.1111/avsc.12237>
- Bosman, W., & van Delft, J. (2011). *Verspreiding van de Italiaanse kamsalamander in Nederland en mogelijkheden voor beheersing en eliminatie* (Rapport nr. 2011-008). Stichting RAVON.
- BIJ12/IPS.N. (2022). *Handreiking Natuurdoelanalyse – eerste cyclus*. BIJ12. <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2024/01/Handreiking-NDA-eerste-Cyclus.pdf>
- Bijlsma, R. J., Janssen, J. A. M., Bos, G., Ottburg, F. G. W. A., & Sierdsema, H. (2021). *Ecologisch beoordelingskader voor doelbereik in Natura 2000-gebieden* (Rapport / Wageningen Environmental Research, nr. 3068). Wageningen Environmental Research.
- Bobbink, R., & Hettelingh, J.-P. (Eds.). (2020). *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, the Netherlands, 23–26 June 2015*. Umweltbundesamt.
- Bobbink, R., Hicks, K., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Cinderby, S., ... De Vries, W. (2022). *Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe*. Umweltbundesamt, Germany. https://unece.org/sites/default/files/2022-08/Review_and_revision_of_Empirical_Critical_Loads_red.pdf
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., ... & de Vries, W. (2010). *Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis*. *Ecological Applications*, 20(1), 30–59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86(5), 717–738. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., & Honnay, O. (2011). A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1155–1163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02029.x>
- CLM Onderzoek en Advies. (2024, maart). *Quickscan ammoniakemissie Schiermonnikoog*.
- Commissie Remkes. (2020). *Niet alles kan overal: Eindadvies van het Adviescollege Stikstofproblematiek*. Adviescollege Stikstofproblematiek. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2020/06/25/eindadvies-adviescollege-stikstofproblematiek>
- Cronan, C. S., & Grigal, D. F. (1995). Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24(2), 209–226. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400020002x>
- De Graaf, M. C. C., Verbeek, P. J. M., Bobbink, R., & Roelofs, J. G. M. (1997). Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water, Air, and Soil Pollution*, 98(3-4), 229–239. <https://doi.org/10.1007/BF02128652>
- De Jong, J. J., De Vries, W., Dijk, P. G., & Lerink, B. J. W. (2024). *Veranderingen van voorraden koolstof, stikstof, fosfor, kalium, calcium, magnesium, ijzer en aluminium in bosbodems tussen 1990 en 2023* (Wageningen Environmental Research Rapport 3362). Wageningen Environmental Research. <https://doi.org/10.18174/669938>
- De Heij, W. (2025, 14 februari). Hoe meer meten, monitoren en eenvoudiger modelleren Nederland uit de stikstofcrisis kunnen halen. *StikstofInfo.net*.

<https://stikstofinfo.net/2025/02/14/hoe-meer-meten-monitoren-en-eenvoudiger-modelleren-nederland-uit-de-stikstofcrisis-kunnen-halen/>

- De Vries, W., Hettelingh, J. P., & Posch, M. (Eds.). (2017). *Critical loads and dynamic risk assessments: Nitrogen, acidity and metals in terrestrial and aquatic ecosystems*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-1222-2>
- De Vries, W., Wamelink, G. W. W., van Dobben, H. F., Kros, J., Reinds, G. J., Mol, J., ... Bobbink, R. (2014). Use of dynamic soil–vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: An overview. *Ecological Applications*, 24(8), 1481-1498. <https://doi.org/10.1890/13-1970.1>
- De Vries, W., van Dobben, H. F., & Wamelink, G. W. W. (2022, 5 september). Kritische depositiewaarden zijn bruikbaar voor landelijk beleid. *Nature Today*. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=29683>
- Denktank Natuur. (2023a). *Evaluatie Maasduinen n.a.v. terreinbezoek*. Bij auteur opvraagbaar.
- Denktank Natuur. (2023b). *Evaluatie Boetelerveld n.a.v. terreinbezoek*. Bij auteur opvraagbaar.
- Denktank Natuur. (2023c). *Evaluatie Wierdense Veld n.a.v. terreinbezoek*. Bij auteur opvraagbaar.
- Directorate-General for Environment. (2017). *Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines for the period 2013–2018* (Final version). European Commission.
- Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J. H., & Verhoeven, J. T. A. (2003). Soil pH and nitrogen supply ratio control the occurrence of three heathland species. *Plant and Soil*, 253(2), 287-296. <https://doi.org/10.1023/A:1024842814425>
- Ecologische Autoriteit. (2022a). *Bodemchemisch onderzoek in droge heide en bossen in Meinweg/Maasduinen* (Onderzoekcentrum B-WARE, Rapport RP-20.184.21.78).
- Ecologische Autoriteit. (2022b). *Bodemchemisch onderzoek ten behoeve van de beoordeling van heide-habitats* (Onderzoekcentrum B-WARE). Ecologische Autoriteit. https://www.ecologischeautoriteit.nl/projectdocumenten/013228_5029_Bohnen-Verbaarschot_2022.pdf
- Ecologische Autoriteit. Ecologische Autoriteit. (2024). *Doen wat moet én kan: Advies op basis van de eerste tranche natuurdoelanalyses*. Utrecht: Ecologische Autoriteit. https://www.ecologischeautoriteit.nl/docs/mer/p51/p5133/doen_wat_moet_en_kan.pdf
- Ecologische Autoriteit. (2024). *Advies stikstof en natuurkwaliteit: Werkwijze en beoordelingskader*. Utrecht: Ecologische Autoriteit.
- Ecologische Autoriteit. (2023). *Natuurdoelanalyse Veluwe (57)*. Provincie Gelderland / Ecologische Autoriteit. https://www.ecologischeautoriteit.nl/projectdocumenten/013610_5123_Natuurdoelanalyse_Veluwe_def.pdf
- Ecologische Autoriteit. (2024, 25 april). *Advies over de Natuurdoelanalyse Veluwe, provincie Gelderland*. Ecologische Autoriteit.
- Ellenkamp, R. (2024). *Stikstofdepositie geen probleem in Natura 2000 veengebied*. Veld-Post. <https://www.veld-post.nl/artikel/1043610-stikstofdepositie-geen-probleem-in-rottige-meenthe/>
- Ellenkamp, R. (2023a, 29 januari). *Aamsveen verslechtert niet, maar verbetert juist*. Vee-en-Gewas. <https://www.vee-en-gewas.nl/artikel/893134-aamsveen-verslechtert-niet-maar-verbetert-juist>
- Ellenkamp, R. (2023b, 1 december). *Natuurdoelanalyse en advies autoriteit rammelen*. Vee-en-Gewas. <https://www.vee-en-gewas.nl/artikel/885608-natuurdoelanalyse-en-advies-autoriteit-rammelen>
- Eurofins. (2025). *De bodemgezondheid van 27 Nederlandse natuurgebieden* [Ongepubliceerd rapport]. Eurofins.
- European Commission. (2011). *Standard data form for Natura 2000 sites: Explanatory notes and guidelines*. Publications Office of the European Union. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/sites/sites_en.htm

- Europese Unie. (1992). Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna. *Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen*, L 206, 7-50.
- Europese Unie. (2009). Richtlijn 2009/147/EG van het Europees Parlement en de Raad van 30 november 2009 inzake het behoud van de vogelstand (gecodeerde versie). *Publicatieblad van de Europese Unie*, L 20, 7-25.
- Evans, D., & Arvela, M. (2011). *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines for the period 2007–2012*. European Environment Agency.
- GBIF.org. (2025, 17 juni). *Waarnemingen van geselecteerde soorten op de Veluwe, 2001–2025* [Dataset]. Global Biodiversity Information Facility. <https://doi.org/10.15468/dl.xj4qha>
- Gundersen, P., Callesen, I., & de Vries, W. (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102(1), 403-407. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80060-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80060-2)
- Hof van Justitie van de Europese Unie. (2018). *Arresten C-293/17 en C-294/17, Coöperatie Mobilisation for the Environment UA en Vereniging Leefmilieu tegen College van gedeputeerde staten van Limburg en College van gedeputeerde staten van Gelderland*. ECLI:EU:C:2018:882.
- Jansen, A. J. M., Schaminée, J. H. J., Bobbink, R., Smits, N. A. C., Vogels, J. J., & Weersink, A. (2020). *Algemene inleiding herstelstrategieën: herstelmaatregelen tegen negatieve gevolgen van verhoogde stikstofdepositie* (Hoofdstuk Uitwerken herstelstrategieën). Natura2000 / PAS.
- Jansen, F., Zerbe, S., & Succow, M. (2014). Changes in landscape composition influence habitat quality of dry heaths in Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, 23(4), 1105–1122.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., ... & Michel, A. K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a catalogue and a field guide. *Forest Ecology and Management*, 423, 1–31.
- Ministerie van Economische Zaken. (2014). *Leeswijzer Natura 2000: Handreiking voor het vaststellen van de staat van instandhouding en doelen voor Natura 2000-gebieden*. Den Haag: Rijksoverheid.
- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. (2008). *Profielen voor Natura 2000 habitattypen en leefgebieden van soorten*. <https://www.natura2000.nl/beschermde-natuur/habitattypen>
- Meetpartners Liefstingsbroek. (2025, februari). *Eindrapportage meetpartners Liefstingsbroek*. Stichting Het Liefstingsbroek. https://www.hetliefstingsbroek.nl/fileadmin/user_upload/het-liefstingsbroek/eindrapportage_meetpartners_Liefstingsbroek_definitief.pdf
- Melkvee.nl. (2024, 12 januari). UvA: stikstofdepositie na 300 meter niet herleidbaar tot stal. *Melkvee.nl*. <https://www.melkvee.nl/artikel/823844-uva-stikstofdepositie-vooral-industrieel-na-300-meter/>
- Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur. (2024). *Vernieuwde landelijke doelen voor Natura 2000-habitattypen en -soorten*. Ministerie van LVVN.
- Nature Today. (2019, 9 oktober). Herstel stuifzand Kootwijkerzand in volle gang. Geraadpleegd op <https://www.naturetoday.com>
- Nature Today (veld- en trendberichten)
- Nature Today. (2021, 6 juli). *Nieuwe kansen voor blauwgrasland en heischraal grasland in Willinks Weust*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27719>
- Nature Today. (2022a, 13 oktober). *Veenmosrietland groeit weer in Eilandspolder-Oost*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=30259>
- Nature Today. (2022b, 28 juni). *Sinusbeheer vergroot insectenrijkdom in beekdalgraslanden*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27647>
- Nature Today. (2023, 12 juni). *28 procent meer broedvogels sinds 1990*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=29820>

- Nijssen, M. E., Wallis de Vries, M. F., & Siepel, H. (2017). Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation*, 212(B), 423–431.
- NOS. (2025, 19 april). *Vijf jaar na verwoestende brand is de Peel beter voorbereid: escalatie voorkomen*. NOS. <https://nos.nl/collectie/13871/artikel/2564155-vijf-jaar-na-verwoestende-brand-is-de-peel-beter-voorbereid-escalatie-voorkomen>
- OBN/VBNE. (2023). *Handreiking voor de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur*. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren. <https://natuurkennis.nl/wp-content/uploads/2024/11/OBN-advies-handreiking-omvorming-landbouwgronden.pdf>
- Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). (2019). *Balans van de Leefomgeving 2019*. Den Haag: PBL.
- Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). (2023). *MESN: Monitoren en Evalueren Staat van de Natuur – Programmaplan*. Den Haag: PBL.
- Prins, H., Schepel, J., & Andela, A. (2025, 8 mei). *Natuurmonitoring als alternatief voor het stikstofreductiebeleid*. Stichting Samenleving, Landbouw en Natuur. Geraadpleegd van <https://samenlevinglandbouwnatuur.nl/wp-content/uploads/2025/05/Natuurmonitoring-als-alternatief-voor-het-stikstofreductiebeleid-18mei2025.pdf>
- Provoost, S., Jones, M. L. M., & Edmondson, S. E. (2011). Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: A review. *Journal of Coastal Conservation*, 15(1), 207–226.
- RAVON. (z.d.). *Italiaanse kamsalamander (Exoot)*. Geraadpleegd van <https://www.ravon.nl/Soorten/Soortinformatie/italiaanse-kamsalamander-exoot>
- Rechtbank Den Haag. (2025, 22 januari). *Greenpeace Nederland tegen de Staat der Nederlanden*. <https://uitspraken.rechtspraak.nl/details?id=ECLI:NL:RBDHA:2025:578>
- Römbke, J., Jänsch, S., Meier, M., Hilbeck, A., Teichmann, H., & Tappeser, B. (2009). Effects of ivermectin residues on dung organisms: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(3), 511–520. <https://doi.org/10.1897/08-339.1>
- Rougoor, C. W., & Van der Schans, F. (2022). *Kosteneffectiviteit van ammoniakmaatregelen* (CLM Rapport 1123). CLM Onderzoek en Advies. <https://www.clm.nl/wp-content/uploads/2022/11/1123-CLM-Rapportage-Kosten-van-ammoniak.pdf>
- Rijksoverheid. (2024, 1 maart). *Eindverslag verkenning naar alternatieven voor de KDW als omgevingswaarde in de wet* (Kamerbrief + bijlagen). Retrieved from <https://www.rijksoverheid.nl/actueel/nieuws/2024/03/01/eindverslag-werkgroep-alternatief-voor-de-KDW-als-omgevingswaarde-in-de-wet>
- Staatsbosbeheer. (2024, 2 februari). *Herstel van de Peel kan beginnen, dankzij vele regen*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=31873>
- Staatsbosbeheer. (2023, 2 juni). *Peelvenen: basis voor natuurherstel ligt er*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=31659>
- Raad van State. (2019). *Uitspraak 201600614/3/R2, Programma Aanpak Stikstof (PAS)*. ECLI:NL:RVS:2019:1603.
- Santing, J. (2012). *Nitrogen deposition and ammonia concentrations in the Dwingelderveld as affected by surrounding dairy farms: Evaluation of the OPS-model* [MSc thesis, Wageningen University]. Wageningen University & Research. <https://edepot.wur.nl/328849>
- Seaton, F. M., Jones, L., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Smart, S. M., Sowerby, A., ... Emmett, B. A. (2022). Fifty years of reduction in sulphur deposition drives recovery in soil pH and plant communities. *Journal of Ecology*, 110(11), 2483–2497. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13988>
- Staatsbosbeheer. (2020). *Herstelmaatregelen stuifzandgebieden Veluwe 2020–2027*. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Stichting NDFF. (2022). *Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF)*.
- Stichting Schapedrift. (z.j.). *Schaapskudde op de Ermelose Heide*. Geraadpleegd op <https://www.schapedrift.nl>

- STOWA. (2020). *pH en denitrificatie: Modelling van de effecten van klimaat en waterkwaliteitsbeheer op pH en denitrificatie* (STOWA-rapport 2020-39). Amersfoort: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA).
- Tauw. (2019, 16 januari). *Beoordeling van de kwaliteit van habitattypen: Uitwerking methode en aanbevelingen voor verdere uitwerking* (Kenmerk R001-1244560CDE-V03-mwi-NL). Tauw.
- Tweede Kamer der Staten-Generaal. (2025, 24 juni). Antwoorden op vragen van het lid Flach over de beoordeling van verslechtering in Natura 2000-gebieden (Kenmerk 2025D20913). Geraadpleegd op 11 september 2025, van <https://www.tweedekamer.nl/kamerstukken/kamervragen/detail?did=2025D20913&id=2025D20913>
- Tweede Kamer der Staten-Generaal. (2025, 24 juni). Beslisnota bij antwoorden op vragen van het lid Flach over de beoordeling van verslechtering in Natura 2000-gebieden (Kenmerk 2025D29716). Geraadpleegd op 11 september 2025, van <https://www.tweedekamer.nl/kamerstukken/detail?did=2025D29716&id=2025D29716>
- Universiteit van Amsterdam. (2023, 28 september). *Het merendeel van de stikstof uit boerderijen gaat in de stikstofdeken* [Persbericht]. Universiteit van Amsterdam. <https://www.uva.nl/shared-content/faculteiten/nl/faculteit-der-natuurwetenschappen-wiskunde-en-informatica/nieuws/2023/09/het-merendeel-van-de-stikstof-uit-boerderijen-verdwijnt-in-de-stikstofdeken.html>
- Ulrich, B. (1976). *Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride*. In: Bernier, B. & Winget, C.H. (Eds.), *Forest Environment and Site Factors*. Laval University Press, Québec, pp. 33–75.
- Ulrich, B. (1983). Soil acidity and its relations to acid deposition. In B. Ulrich & J. Pankrath (Eds.), *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems* (pp. 127-146). Dordrecht: Springer.
- Lindeboom, H. J. (2025). De stikstofkwestie. Hoofdstuk 7 in: *Daarom zijn boeren boos*. Veerman en Gravesteijn (Eds) Amsterdam: Prometheus.
(Inkijkexemplaar: <https://uitgeverijprometheus.nl/app/uploads/book/9789044657579-inkijkexemplaar.pdf>)
- Van den Burg, J. (1996). *De betekenis van bodem en klimaat voor het Nederlandse bos: Een evaluatie van 40 jaar bosgroei-onderzoek*. Wageningen: Wageningen University and Research.
- Van Diggelen, R., Jansen, A. J. M., & Kemmers, R. H. (2018). *Ecological restoration of wetland vegetation in Europe and the Netherlands: Progress and perspectives*. *Hydrobiologia*, 812(1), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3013-0>
- Verschuuren, J. (2015). *The Netherlands and the Programmatic Approach to Nitrogen*. *Journal for European Environmental & Planning Law*, 12(3–4), 415–438. <https://doi.org/10.1163/18760104-01204006>
- Vlaar, L. E., Buijs, S., & Bleeker, A. (2024). *Integrale Milieumonitoring in Natuur: Meetresultaten 2020-2022, historisch perspectief en aanbevelingen* (RIVM-briefrapport 2024-0061). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). <https://doi.org/10.21945/RIVM-2024-0061>
- Wamelink, G. W. W., Van Dobben, H. F., Van der Zee, F. F., Van Hinsberg, A., & Bobbink, R. (2023). *Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000: Herziening 2023*. Wageningen Environmental Research.
- Weijters, M., Bobbink, R., & Siepel, H. (2020). *Selectie en uitzetten steenmeeltrials voor herstel van Oude eikenbossen op arme zandgronden (H9190)* (Rapportnummer RP-19.167.20.56). Onderzoekcentrum B-WARE.
- Weijters, M., Smits, L. J. P. M., Verbaarschot, E., & Bobbink, R. (2020). *Bodemchemisch onderzoek in (potentiële) leefgebieden van de Zadel sprinkhaan in de provincie Gelderland* (Rapportnummer RP-19.172.20.102). Onderzoekcentrum B-WARE.

- Weijters, M., Tak, D., Verbaarschot, E., & Loeb, R. (2024). *Bodemchemische toestand van heischrale graslanden op de Veluwe: Eindrapportage, versie 2.0* (Rapportnummer RP-22.050.22.81). Onderzoekcentrum B-WARE.
- Weijters, M. J., & Bobbink, R. (2024). Vijf decennia te veel stikstof: de effecten op heide en bos. *Landschap*, 41(2), 87–95.

Bijlagen

Bijlage 1. Afleiding van de zes indicatoren per databron

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicator	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	pH-H ₂ O	pH-NaCl	$\text{pH-H}_2\text{O} = \text{pH-NaCl} + 0.8$
Weijters et al (2020b)	pH-H ₂ O	pH-NaCl	$\text{pH-H}_2\text{O} = \text{pH-NaCl} + 0.8$
Weijters et al (2024)	pH-H ₂ O	pH-NaCl	$\text{pH-H}_2\text{O} = \text{pH-NaCl} + 0.8$
De Jong et al (2024)	pH-H ₂ O	pH-KCl	$\text{pH-H}_2\text{O} = \text{pH-KCl} + 0.8$
Eurofins (2025)	pH-H ₂ O	pH-CaCl ₂	$\text{pH-H}_2\text{O} = \text{pH-CaCl}_2 + 0.6$
RIVM (2024)	pH-H ₂ O	pH-H ₂ O	

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicatoren	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	Ca/Al	Ca/Al	
Weijters et al (2020b)	Ca/Al	Ca/Al	
Weijters et al (2024)	Ca/Al	Ca/Al	
De Jong et al (2024)	Ca/Al		$\text{Ca/Al} = \text{Ca/Al}$
Eurofins (2025)	Ca/Al	Ca-besch. en P-PAE	$\text{Ca/P-PAE}/27$, 27 is atoomgewicht van aluminium
RIVM (2024)	Ca/Al	Ca/Al	

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicatoren	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	Basenpool (kmol/ha)	Basenverzadiging (%) en CEC (meq/kg)	CEC*BV*5
Weijters et al (2020b)	Basenpool (kmol/ha)	Basenverzadiging (%) en CEC (meq/kg)	CEC*BV*5
Weijters et al (2024)	Basenpool (kmol/ha)	Basenverzadiging (%) en CEC (meq/kg)	CEC*BV*5
De Jong et al (2024)	Basenpool (kmol/ha)	Basenverzadiging (%) en CEC (mmolc/kg)	CEC*BV*5
Eurofins (2025)	Basenpool (kmol/ha)	Basenverzadiging (%) en CEC (mmolc/kg)	CEC*BV*5
RIVM (2024)	Basenpool (kmol/ha)	Niet beschikbaar	n.v.t.

*) factor 5 is gebruikt voor omrekening naar oppervlakte en laagdikte

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicatoren	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	mg N/kg	NO ₃ en NH ₄ (in μmol/kg)	(NH ₄ +NO ₃)*0.014
Weijters et al (2020b)	mg N/kg	NO ₃ en NH ₄ (in μmol/l)	(NH ₄ +NO ₃)*0.014*0.25/1.3
Weijters et al (2024)	mg N/kg	NO ₃ en NH ₄ (in μmol/l)	(NH ₄ +NO ₃)*0.014*0.25/1.3
De Jong et al (2024)	mg N/kg	Niet beschikbaar	n.v.t.
Eurofins (2025)	mg N/kg	Mg N/kg (KCl-methode)	Delen door 10 vanwege methode
RIVM (2024)	mg N/kg	NO ₃ en NH ₄ (in mg/l)	(NH ₄ *0.78+NO ₃ *0.23)*0.25/1.3

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicatoren	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	P-Olsen (μmol/l)	P-NaCl (mg/kg)	$1.15 + 0.22 * \text{P-NaCl (mg/kg)}$
Weiters et al (2020b)	P-Olsen (μmol/l)	P-Olsen (μmol/l)	$\text{P-Olsen (μmol/l)} * 0.0031 / 1.3$
Weijters et al (2024)	P-Olsen (μmol/l)	P-Olsen (μmol/l)	$\text{P-Olsen (μmol/l)} * 0.0031 / 1.3$
De Jong et al (2024)	P-Olsen (μmol/l)	Pox (mg/kg)	$\text{Pox (mg/kg)} * 0.1$
Eurofins (2025)	P-Olsen (μmol/l)	P-Al (P2O5/100 gr) en P-PAE	Methode Eurofins
RIVM (2024)	P-Olsen (μmol/l)	P-totaal (P2O5/100 gr)	$\text{P-totaal} * 0.02$

Databron	Gewenste indicator	Beschikbare indicatoren	Gebruikte rekenregel
Weijters et al (2020a)	C/N (mol/mol)	C/N (mol/mol)	
Weiters et al (2020b)	C/N (mol/mol)	Niet beschikbaar	nvt
Weijters et al (2024)	C/N (mol/mol)	C/N (mol/mol)	
De Jong et al (2024)	C/N (mol/mol)	C/N (mol/mol)	
Eurofins (2025)	C/N (mol/mol)	C/N (mol/mol)	
RIVM (2024)	C/N (mol/mol)	C/N (mol/mol)	

Bijlage 2. Grenswaarden voor klasse-indeling

Toelichting op de klassegrenzen

De in deze tabel opgenomen ranges voor de abiotische indicatoren zijn in hoofdzaak gebaseerd op de **Habitatprofielen** van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (2014). Deze profielen beschrijven voor elk Natura 2000-habitatype de ecologisch gewenste condities voor bodemchemie. Voor zover mogelijk zijn de ranges verder onderbouwd met internationale literatuur over kritische waarden voor verzuring en vermesting (Ulrich, 1983; Cronan & Grigal, 1995; Bobbink et al., 1998; Gundersen et al., 1998; De Vries et al., 2014).

De ranges zijn vervolgens ingedeeld in klassen, waarmee de meetwaarden konden worden vergeleken met de habitatvereisten.

Voor elk habitatype zijn grenswaarden vastgesteld die de indeling in vijf klassen bepalen:

- **SOG** = bovengrens *te laag*
- **OG** = ondergrens *optimaal* (= bovengrens *laag*)
- **BG** = bovengrens *optimaal* (= ondergrens *hoog*)
- **SBG** = ondergrens *te hoog*

Daarmee ontstaan vijf kwaliteitsklassen van de bodemchemische toestand: *te laag*, *laag*, *optimaal*, *hoog* en *te hoog*.

Afwijkingen ten opzichte van de standaard klassegrenzen

In enkele gevallen zijn de standaardranges aangepast, om beter aan te sluiten bij recente ecologische inzichten:

- **Ca/Al-ratio in heiden (H4010, H4030):** in de meeste studies wordt een kritische grenswaarde van $\text{Ca/Al} \approx 1$ gehanteerd (Cronan & Grigal, 1995). Omdat heidevegetaties aantoonbaar hoge aluminiumtolerantie vertonen (De Graaf et al., 1997; Dorland et al., 2003), is de ondergrens voor de optimale klasse verlaagd.
- **pH-ranges in heischrale graslanden (H6230):** op basis van Ceulemans et al. (2011) is de optimale range iets verruimd ten opzichte van de standaardprofielen, om beter aan te sluiten bij internationale studies naar soortenrijkdom in oligotrofe graslanden.
- **Fosfaat (P-Olsen):** voor voedselarme habitats zijn de optimale waarden afgestemd op internationale literatuur over kritische drempels voor eutrofiëring (Ceulemans et al., 2011), in plaats van uitsluitend op agrarische referenties.

Doel van de indeling

De gehanteerde ranges zijn niet bedoeld als absolute grenswaarden, maar als **ecologische richtwaarden** die de interpretatie van meetgegevens ondersteunen. Zij maken het mogelijk om per habitat en indicator de bodemtoestand te beoordelen in relatie tot de ecologische vereisten zoals vastgelegd in de profielfragmenten.

Tabel B2a. Grenswaarden voor pH-H₂O per Natura 2000-habitattype.

Habitattype	SOG	OG	BG	SBG
H2140	3.3	3.7	5	5.5
H2180	4	4.5	6.3	6.7
H4010	3.3	3.5	5	5.3
H4030	3.3	3.5	5	5.5
H6230	3.5	3.8	5.2	6
H6410	4	4.5	6	6.5
H7110	2.5	3	4.2	4.5
H7120	3	3.3	4.6	5
H9110	4	4.3	5.5	5.8
H9120	4.2	4.5	5.7	6
Naaldbos	3.5	4	5.5	6
H9190	3.5	4	5.5	6
H91D0	2.8	3	4.5	4.9
H91E0	5	5.6	7.2	7.5
H2330	3.3	3.5	5	5.5

Tabel B2b. Grenswaarden voor de Ca/Al-ratio (in mol/mol) per Natura 2000 habitattype.

Habitattype	SOG	OG	BG	SBG
H2140	0.2	0.5	∞	∞
H2180	0.2	0.5	1	∞
H4010	0.2	0.5	∞	∞
H4030	0.2	0.5	∞	∞
H6230	0.2	0.5	∞	∞
H6410	0.3	1	∞	∞
H7110	0.2	0.5	∞	∞
H7120	0.2	0.5	∞	∞
H9110	0.2	0.5	∞	∞
H9120	0.2	0.5	∞	∞
Naaldbos	0.8	1	∞	∞
H9190	0.8	1	∞	∞
H91D0	0.8	1	∞	∞
H91E0	0.8	1	∞	∞
H2330	0.2	0.5	∞	∞

Tabel B2c. Grenswaarden voor de basenpool (in kmol(+)/ha) per Natura 2000-habitatype

	SOG	OG	BG	SBG
H2140	5	15	30	100
H2180	5	15	30	100
H4010	5	15	30	100
H4030	5	15	30	100
H6230	20	50	150	300
H6410	30	75	200	300
H7110	20	40	120	200
H7120	20	40	120	200
H9110	50	100	300	500
H9120	50	100	300	500
Naaldbos	50	100	300	500
H9190	50	100	300	500
H91D0	50	100	300	500
H91E0	50	100	300	500
H2330	20	50	150	250

Tabel B2d. Grenswaarden voor de voorraad minerale stikstof (in mg/kg) per Natura 2000-habitatype.

Habitatype	SOG	OG	BG	SBG
H2140	0	25	50	∞
H2180	5	10	60	100
H4010	0	0	15	30
H4030	0	0	25	50
H6230	0	0	25	50
H6410	5	10	40	80
H7110	0	10	15	∞
H7120	0	0	15	25
H9110	5	10	60	90
H9120	0	0	15	25
Naaldbos	0	5	40	70
H9190	5	10	50	80
H91D0	0	0	15	25
H91E0	15	30	120	180
H2330	0	0	25	50

Tabel B2e. Grenswaarden voor de C/N-verhouding (in mol/mol) per Natura 2000-habitatype.

Habitatype	SOG	OG	BG	SBG
H2140	20	25	40	50
H2180	15	20	35	45
H4010	20	25	45	55
H4030	17	22	35	40
H6230	13	18	30	35
H6410	12	15	25	30
H7110	30	40	80	100
H7120	25	30	60	80
H9110	12	15	30	35
H9120	13	15	30	35
Naaldbos	17	22	40	50
H9190	13	18	25	40
H91D0	25	30	60	80
H91E0	8	10	20	25
H2330	17	22	35	40

Tabel B2e. Grenswaarden voor Olsen-P (in $\mu\text{mol/l}$) per Natura 2000-habitatype.

Habitatype	SOG	OG	BG	SBG
H2140	0	50	400	600
H2180	0	50	400	600
H4010	0	50	700	1000
H4030	0	50	700	1000
H6230	0	50	700	1000
H6410	0	50	700	1000
H7110	0	0	150	200
H7120	0	0	150	200
H9110	0	50	400	600
H9120	0	50	400	600
Naaldbos	0	50	400	600
H9190	0	50	400	600
H91D0	0	50	400	600
H91E0	100	200	700	1000
H2330	0	0	75	100

Bijlage 3 Verslag van veldbezoek aan de Veluwe

Indrukken van een achtuurse veldtocht op 4 juli 2025

Deelnemers: Henk Rampen, Henri Prins en Richard Zijlstra

Met toelichting van: Henk Jan Zwart (Ermelose Heide) en Leffert Oldenkamp (Speulderbos)

Ermelose Heide

Het bezoek aan de Ermelose Heide begon met een toelichting door terreinbeheerder Henk Jan Zwart. Hij sprak over het algemeen positief over de staat van het gebied. Volgens hem zorgen de begrazing door schapen, de beschutting van het omringende bos en het uitgangspunt om “met de natuur mee” te beheren, voor een gezonde en gevarieerde heidestructuur.

Zwart gaf echter ook enkele aandachtspunten mee. Zo zouden bepaalde nectarplanten zijn verdwenen, wat mogelijk gevolgen heeft voor de insectenstand. Ook wees hij op het gebruik van ontwormingsmiddelen, die volgens hem – en bevestigend volgens de literatuur – schadelijk zijn voor mestkevers en andere insecten. Verder merkte hij op dat in delen van het omringende bos sprake is van eikensterfte, met name op locaties waar eiken minder toegang hebben tot het grondwater. Op vochtiger plekken lijken eiken robuuster en minder gevoelig voor verzuring. Tot slot signaleerde Zwart spanningen tussen ecologische voorschriften en de praktische uitvoerbaarheid van beheer. Volgens hem sluiten theoretische natuurdoelen niet altijd goed aan bij wat lokaal ecologisch en beheertechnisch het meest logisch is – bijvoorbeeld in de discussie over de toename van beuk (“verbeuking”) ten koste van eik.

Tijdens onze veldwaarneming viel op dat de heide er goed bij ligt, met voldoende variatie in leeftijd en een gezonde vegetatiestructuur. Solitaire eiken staan er uitstekend bij, en ook het omringende bos maakt een gevarieerde en gezonde indruk. Belangrijk om op te merken is dat we geen overmatige eikensterfte hebben geconstateerd; in de gevallen waarin een enkele dode eik werd gezien, leek dit een natuurlijk verschijnsel. Ook waren er voldoende open plekken in het bos, wat een positieve bijdrage levert aan de biodiversiteit. Exoten of bramen bleken niet problematisch aanwezig.

Wel werden enkele kanttekeningen genoteerd: zo is de overgang van heide naar bos erg abrupt, zonder een overgangszone met struweel. Daarnaast werden weinig insecten en vogels waargenomen, wat vragen oproept over de lokale fauna. Er werd ook gespeculeerd over een mogelijke invloed van de Defensie-activiteiten in het gebied.

Wat betreft de checklist uit het profieldocument voor droge heide scoorde het bezochte deel van de heide op alle punten positief.

Punten n.a.v. checklist profielfdocument (Droge Heide)

c. Overige kenmerken van een goede structuur en functie:

- Dominantie van dwergstruiken (> 25%);
- Aanwezigheid van hoge, oude heidestruiken;
- Gevarieerde vegetatiestructuur;
- Lage bedekking van grassen (< 25%) en struweel (< 10%);
- Optimale functionele omvang: vanaf tientallen hectares.

Speulderbos

Het Speulderbos werd bezocht met toelichting van Leffert Oldenkamp. Volgens hem is het bos een fraai voorbeeld van een oud loofhoutbos met een grote mate van biodiversiteit en gevarieerde bosbeelden. Tijdens het bezoek was de afwisseling van dichte bosgedeelten en open plekken goed zichtbaar. Ook dood hout was ruim aanwezig, wat bijdraagt aan de diversiteit. De aanwezigheid van soorten zoals braam, framboos en Amerikaanse vogelkers werd geconstateerd, maar er was geen sprake van overmatige woekering. Al met al maakt het bos een gezonde indruk.

Toch zijn er ook aandachtspunten. De kromme beuken in het bos zijn een gevolg van vroegere selectieve houtkap. Daarnaast krijgen exoten als de Amerikaanse vogelkers ruimte, wat de concurrentiepositie van inheemse soorten zoals eik, grove den en berk onder druk zet. Volgens Oldenkamp is het wenselijk om een duidelijke keuze te maken: óf inzetten op een beukenbos met selectieve dunning, óf kiezen voor herstel van eikendominantie door grootschalige kap en herplanting van eik.

Het viel op dat in dit bos uitheemse boomsoorten als Douglas en Tsuga zijn aangeplant

Volgens de checklist van het profielfdocument voor gemengde bossen scoorde het bezochte deel positief op de eerste twee beoordelingspunten. Over de functionele omvang kon tijdens het bezoek geen uitspraak worden gedaan.

Punten n.a.v. checklist profielfdocument (gemengd bos)

c. Overige kenmerken van een goede structuur en functie:

- Op landschapsschaal: aanwezigheid van soortenrijke open plekken en bosranden met plantensoorten uit de klasse *Melampyro-Holcetea mollis* of bijzondere braamsoorten (*Rubus*);
- Aanwezigheid van oude levende of dode dikke bomen en/of oude hakhoutstoven.
- Optimale functionele omvang: vanaf tientallen hectares.

Kootwijkerzand

Het Kootwijkerzand toonde zich vanaf de uitkijktoren als een indrukwekkend voorbeeld van een grootschalig stuifzandgebied. De afwisseling tussen kale zandplekken en pionierbegroeiing zoals buntgras, zandzegge en haarmos gaf een fraai beeld van de natuurlijke successiestadia. Aan de luwzijde van de zandduinen werd opslag van eik, den en struikheide waargenomen. De windwerking in het landschap is nog steeds duidelijk zichtbaar: het stuifzand verplaatst zich langzaam oostwaarts onder invloed van de overheersende westenwind.

Desondanks werd ook duidelijk dat het gebied zonder actief beheer langzaam dichtgroeit. De vorming van zogeheten “kiezelvloertjes” van grover zand beperkt de verstuiwing, en de hogere vegetatie belemmert het natuurlijke spel van de wind. Dit bevestigt de informatie van Staatsbosbeheer (2020): Zonder beheer zal de stuif verder afnemen. Maatregelen als plaggen, het verwijderen van dennenopslag en herintroductie van kaal zand zijn inmiddels in gang gezet.

Volgens de checklist uit het profielfdocument voor zandverstuiwingen voldoet het gebied grotendeels aan de criteria. De begroeide delen blijven beperkt tot 10–20%, en erosie wordt beperkt door begroeiing en het ontstaan van kiezelvloertjes.

Punten n.a.v. checklist profielfdocument (zandverstuiwing)

c. Overige kenmerken van een goede structuur en functie:

- Mozaïek van voornamelijk begroeide duinen afgewisseld met laagtes met kaal zand en zeer open vegetatie;
- Begroeide delen beslaan tenminste 40 – 50%, waarvan tenminste de helft met buntgras en/of korstmossen;
- Hoge bedekking van korstmossen (> 10%);
- Erosie en sedimentatie door wind en regenwater;
- Optimale functionele omvang: vanaf honderden hectares.

- Punt 2: begroeide delen blijven beperkt tot 10%-20%
- Punt 4: Erosie beperkt door begroeiing en vorming van kiezelvloertjes

Hierdense Beek

De Hierdense Beek werd op twee locaties bezocht: bij de brug in de **Munnikesteeg** (MS) en bij het **YMCA-terrein** nabij de A28. Bij het YMCA-deel viel vooral het heldere water op en de aanwezigheid van veel hout in de beekloop. De vegetatie was gevarieerd en stikstofminnende soorten zoals brandnetel waren nauwelijks dominant, ondanks de nabijheid van de snelweg. De beek had hier een duidelijk natuurlijke, meanderende structuur.

Bij de Munnikesteeg was het beeld minder positief. Daar werd juist wel veel woekering door brandnetel en andere stikstofminnende soorten gezien, evenals een rommelige vegetatie van es, esdoorn en populier op aangrenzend terrein. Ook was er een klein perceel zichtbaar dat vermoedelijk gekapt en vervolgens niet meer beheerd is.

Volgens het profielfdocument scoorde de YMCA-locatie goed op de meeste relevante beoordelingspunten. Voor de Munnikesteeg kon geen positieve beoordeling worden gegeven. Een belangrijke constatering is dat **de benedenloop bij de Munnikesteeg niet tot het Natura 2000-gebied behoort**, wat de lagere kwaliteit deels kan verklaren.

Punten n.a.v. checklist profielfdocument (beekbegeleidend bos)

Overige kenmerken van een goede structuur en functie:

- Periodieke overstroming met rivier- of beekwater;
- Dominantie van wilgen, zwarte populier, gewone es, iep of zwarte els;
- Bedekking van exoten < 5%;
- Gevarieerde bosstructuur en gemengde soortensamenstelling (subtype B en C);
- Aanwezigheid van oude levende of dode dikke bomen en/of oude hakhoutstoven;
- Bloemrijk voorjaarsaspect (subtype C);
- Aanwezigheid van kwel en/of bronnen (subtype C);
- Optimale functionele omvang: vanaf tientallen hectares (alle subtypes).

Voor locatie Munnikesteeg: **geen beoordeling. Over het algemeen slecht.**

Voor locatie YMCA:

- Punt 1: niet kunnen beoordelen
- Punt 2: dominantie van beuk, berk en naaldhout
- Punt 3: ok
- Punt 4: ok
- Punt 5: ok
- Punt 6: niet kunnen beoordelen
- Punt 7: niet kunnen beoordelen. Belangrijkste bron is kwelwater uit het Uddelermeer
- Punt 8: waarschijnlijk OK

Conclusie

Het veldbezoek aan de Veluwe gaf een rijk en genuanceerd beeld van de toestand van vier karakteristieke natuurtypen. In algemene zin bevestigen onze waarnemingen enkele structurele zorgpunten uit de Natuurdoelanalyse (NDA) Veluwe, maar er zijn ook duidelijke verschillen in accent.

Opvallend is dat tijdens het veldbezoek nauwelijks directe negatieve effecten van stikstofdepositie zijn waargenomen. In gebieden als de Ermelose Heide en het Speulderbos was sprake van een gezonde vegetatiestructuur, voldoende biodiversiteit en weinig overwoekering door stikstofminnende soorten. Dit staat in contrast met de centrale boodschap uit de NDA, waarin stikstof wordt gezien als de belangrijkste bedreiging voor de Veluwe natuur. Wel werden enkele subtiele aanwijzingen van stikstofimpact genoemd, zoals verminderde nectarplanten en een lage insectenstand, maar die bleven beperkt en konden ter plekke niet eenduidig aan stikstof worden toegeschreven.

Voor het Kootwijkerzand bleek de noodzaak van actief beheer ter voorkoming van dichtgroei en verlies van open zandvlaktes. Hier zijn maatregelen genomen die in lijn liggen met de aanbevelingen uit de NDA.

De situatie bij de Hierdense Beek illustreert hoe natuurkwaliteit sterk kan verschillen binnen korte afstand. De locatie bij het YMCA-terrein laat een positief beeld zien, terwijl de benedenloop bij de Munnikesteeg, die buiten het Natura 2000-gebied ligt, er ecologisch minder goed voorstaat.

Samenvattend: De vegetaties van alle 4 locaties binnen het Natura terrein staan er bijzonder goed (origineel) voor. De benedenloop van de Hierdense beek vertoont wel tekenen van eutrofiering. Dit kan het resultaat zijn van regelmatige overstroming van de verschillende percelen die mogelijk worden bemest. Het verschil met het bovenloopse deel bij het YMCA is indrukwekkend, maar niet onlogisch als we bedenken dat de beek tot hier alleen door natuurgebied stroomt.

Bijlage 4 Waarden abiotische factoren per locatie (na uniformering)

	Bron ¹	Type ²	Verzuring				Vermesting			
			pH ³	Ca/Al ⁴	Basenpool ⁵	Oor-deel	Nmin ⁶	C/N ⁷	P-olsen ⁸	Oor-deel
Aekingerzand	R	H	4.5	0.7	NB		0.3	23	262	
Bargerveen	R	HV	3.8	1.1	NB		1.4	39	565	
Besseldersbos	E	B	3.6	0.0	185		1.2	16	63	
Besseldersbos	E	H	5.1	0.6	42		0.2	31	63	
Beuk	W	B	4.4	NB	16		NB	22	800	
Bloeidaal Amersfoort	E	SL	6.3	2.7	237		0.6	12	693	
Bosje van Staf	B	SL	4.2	1.2	23		1.1	22	1244	
Bosw. Dwingelderveld	R	H	3.8	0.4	NB		1.0	33	8	
Braamsveld I	B	SL	4.5	1.0	73		1.0	27	793	
Braamsveld II	B	SL	4.3	0.8	59		0.7	25	584	
Corsicaanse den	W	B	4.3	NB	9		NB	23	500	
De Bunt	B	SL	4.1	1.2	37		0.8	26	1519	
De Dellen en Zandenbosch	B	SL	4.7	4.5	39		2.0	23	3219	
De Leemkuil	B	SL	5.1	12.0	78		0.3	20	1464	
De Pollen/Jeneverbessenbos	B	SL	4.2	0.5	12		0.6	23	757	
De Roggekamp	B	SL	4.2	1.1	39		1.1	22	1159	
De Zanding	B	SZ	4.0	0.9	23		1.0	NB	591	
Deelense veld	B	SL	4.1	1.2	34		0.8	21	1654	
Doornspijkse heide	B	H	4.5	0.7	19		1.1	NB	513	
Douglasspar	W	B	4.3	NB	11		NB	22	1000	
Drents Friese Wold	E	B	3.8	0.1	36		0.7	24	63	
Drents Friese Wold	E	H	4.8	0.4	30		0.5	14	63	
Eikenheg	B	B	3.9	0.4	16		3.2	27	900	
Ermelosche Heide	B	H	5.2	0.6	27		1.6	NB	743	
Fijnspar	W	B	4.2	NB	12		NB	28	700	
Gardereren	B	SL	5.1	9.9	36		0.5	81	169	
Ginkelse Heide	B	H	4.4	0.5	19		1.1	NB	628	
Groevenbeekse heide	B	H	4.8	0.7	35		0.6	NB	640	
Grove den	W	B	4.4	NB	7		NB	23	700	
Heidebloem	B	SL	3.9	0.4	18		0.8	19	2398	
Het Broek	R	SL	3.8	260	NB		0.3	20	53	
Heumersoord	B	H	4.2	0.7	31		1.4	NB	1020	
Hoge Veluwe	B	SZ	4.1	0.2	18		0.5	NB	470	
Hoog Baarlo	B	B	4.0	0.4	15		2.1	21	1100	
Hoog Buurlosche heide	B	SL	4.1	0.6	29		1.1	26	1100	
Japane larks	W	B	4.3	NB	16		NB	25	900	
Kamerdalse berg	B	SL	4.5	1.3	56		0.8	20	631	
Koolmansdijk	E	H	4.8	0.2	57		0.6	23	63	
Kootwijk	E	B	4.4	0.2	34		1.0	20	63	

¹ B=B-WARE, E=Eurofins, W=WUR, R=RIVM

² B=bos, H=heide, HV=hoogveen, SL=Schraalland, SZ=Stuifzand

³ pH-H₂O

⁴ mol/mol

⁵ kmol (+)/ha

⁶ mg/kg

⁷ mol/mol

⁸ µmol/l

			Verzuring				Vermesting			
	Br on ⁹	Ty pe ¹⁰	pH ¹¹	Ca/Al ¹²	Basen pool ¹³	Oor- deel	Nmin ¹⁴	C/N ¹⁵	P-olsen ¹⁶	Oor- deel
Kootwijk	E	B	4.3	0.1	19		1.2	19	88	
Kootwijk Heidensberg	B	B	4.1	0.4	19		3.5	29	600	
Korenburgerveen	E	B	3.9	0.1	170		1.1	24	63	
Korenburgerveen	E	H	5.2	0.3	103		0.7	19	126	
Korenburgerveen	E	SL	5.4	1.6	147		1.7	15	118	
Kuinderbos	E	B	7.6	19.7	1000		1.9	13	139	
Kuinderbos	E	B	7.9	20.9	930		2.1	14	181	
Laagveld	R	H	4.4	0.6	NB		1.0	22	85	
Landgoed Beerschoten	E	B	4.0	0.7	1005		1.1	23	63	
Landgoed Beerschoten	E	B	3.9	0.0	135		1.3	22	304	
Landgoed Beerschoten	E	SL	4.7	3.8	76		1.5	15	462	
Landgoed Maarsbergen	E	B	3.8	0.4	246		1.1	25	504	
Laude	E	B	3.7	0.1	153		0.9	27	71	
Laude	E	H	4.0	0.1	120		1.3	28	63	
Laude	E	SL	6.0	2.7	250		0.8	12	1023	
Leenderbos	R	SL	4.3	4.0	NB		0.8	24	61	
Leuvenhorst	B	SL	6.4	28.6	391		1.9	20	1097	
Loenermark	B	SL	4.2	1.0	43		0.5	23	713	
Loonse en Drunense Duinen	E	B	4.4	0.4	30		0.8	19	74	
Loonse en Drunense Duinen	E	H	4.8	0.7	7		0.7	18	68	
Maanschoten	B	B	3.9	0.9	14		4.1	NB	950	
Mariaveen	R	HV	4.9	0.8	NB		0.2	31	28	
Meerdervelderbosch	B	B	3.9	0.3	13		4.3	23	950	
Mulderskop	B	H	4.2	0.6	27		2.3	NB	470	
Neerkant	R	HV	4.0	35.0	NB		0.4	12	32	
Noorderheide	B	SL	4.0	2.0	45		2.6	25	649	
Noordoever Lek	E	SL	7.5	24.9	684		2.1	10	1123	
NwDrostediep	E	SL	5.3	0.4	159		1.3	16	512	
Otterlose Zand	B	SL	4.1	1.4	27		0.6	28	395	
Reemsterveld	B	SL	4.3	0.9	33		0.9	23	1401	
Oud Kolland	E	B	6.6	17.4	1375		1.4	11	134	
Petrea	B	SL	3.7	1.6	41		1.4	28	576	
Planken Wambuis	B	SL	4.4	1.2	55		1.1	22	1338	
Planken Wambuis	B	SZ	4.1	0.2	18		0.6	NB	406	
Posbank	B	SL	4.5	0.6	24		0.7	20	799	
Radio Kootwijk	B	SL	4.5	2.7	100		0.5	24	391	
Ramenberg	B	SL	4.4	1.0	20		0.6	23	470	
Renderklippen	E	B	4.0	0.2	24		1.0	19	100	
Oud Kolland	E	B	6.6	17.4	1375		1.4	11	134	
Petrea	B	SL	3.7	1.6	41		1.4	28	576	
Planken Wambuis	B	SL	4.4	1.2	55		1.1	22	1338	
Planken Wambuis	B	SZ	4.1	0.2	18		0.6	NB	406	

⁹ B=B-WARE, E=Eurofins, W=WUR, R=RIVM

¹⁰ B=bos, H=heide, HV=hoogveen, SL=Schraalland, SZ=Stuifzand

¹¹ pH-H₂O

¹² mol/mol

¹³ kmol (+)/ha

¹⁴ mg/kg

¹⁵ mol/mol

¹⁶ µmol/l

			Verzuring				Vermesting			
	Br on 17	Ty pe 18	pH ¹⁹	Ca/Al 20	Basen pool 21	Oor- deel	Nmin 22	C/N ²³	P-olsen 24	Oor- deel
Posbank	B	SL	4.5	0.6	24		0.7	20	799	
Radio Kootwijk	B	SL	4.5	2.7	100		0.5	24	391	
Ramenberg	B	SL	4.4	1.0	20		0.6	23	470	
Renderklippen	E	B	4.0	0.2	24		1.0	19	100	
Renderklippen	E	H	4.1	0.4	6		1.0	28	60	
Schammer Amersfoort	E	SL	6.0	30.9	369		0.5	5	63	
Springendal	E	B	4.5	0.4	47		1.6	24	63	
Springendal	E	H	4.4	0.6	78		2.2	25	63	
Steenberg	B	SL	5.3	3.6	73		0.3	46	1475	
Stoevert	R	H	4.3	1.5	NB		0.2	25	16	
Strabrechtseheide	R	H	4.6	0.3	NB		0.6	26	327	
Stroesche bergen (1)	B	B	4.2	0.2	12		2.4	31	400	
Stroesche bergen (2)	B	B	4.3	0.3	18		1.7	17	150	
Terlet	B	SL	4.2	1.0	67		1.0	26	776	
Terlet startbaan	B	SL	4.7	10.3	163		0.9	44	531	
Ugchelsebos/Keulerbosch	B	B	4.0	0.2	17		3.3	26	700	
Utrechtse Heuvelrug	E	B	3.7	0.0	102		1.0	28	68	
Veluwe e.o.	E	B	4.1	0.1	35		1.0	25	63	
Veluwe e.o.	E	H	4.4	0.2	35		1.1	19	63	
Veluwezoom	B	H	4.2	0.7	16		1.2	NB	490	
Vughtse heide	E	B	4.1	0.4	11		1.4	21	63	
Vughtse heide	E	H	4.4	0.3	32		0.5	20	63	
Weitje van de Pol	B	SL	4.2	0.3	9		0.7	22	2034	
Westerflor	B	SL	4.1	0.5	13		1.1	23	2461	
Westerveen	R	H	4.0	2.4	NB		0.4	22	117	
Wierdenseveld	E	H	3.7	0.0	137		1.1	40	95	
Wierdenseveld	E	SL	3.9	1.6	139		1.1	20	457	
Wijnjeterperschar	E	SL	5.3	0.8	179		0.7	17	166	
Wildbaanweg	B	SL	4.3	0.8	30		0.4	23	635	
Woestehoeve/Lebretshoeve	B	B	4.1	0.2	18		2.5	28	450	
Wolfheze	B	SL	4.1	2.0	88		1.3	29	1225	
Zinkgat	B	SL	4.3	1.7	97		1.3	24	571	
Zomereik	W	B	4.2	NB	27		NB	21	1600	
Zweefvliegterrein Nijmegen	B	H	4.2	1.0	22		0.6	NB	646	

¹⁷ B=B-WARE, E=Eurofins, W=WUR, R=RIVM

¹⁸ B=bos, H=heide, HV=hoogveen, SL=Schraalland, SZ=Stuifzand

¹⁹ pH-H₂O

²⁰ mol/mol

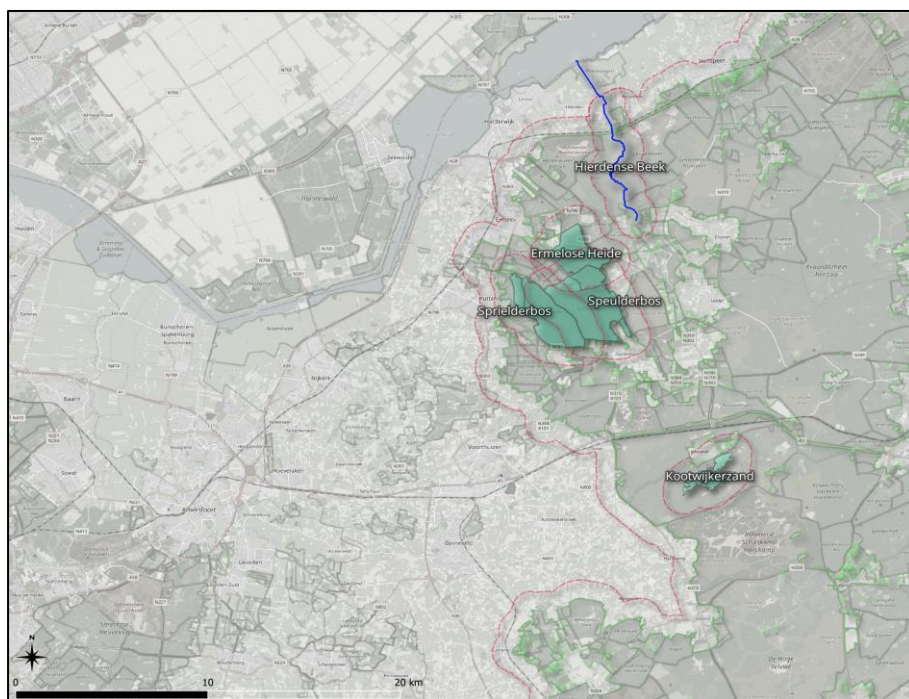
²¹ kmol (+)/ha

²² mg/kg

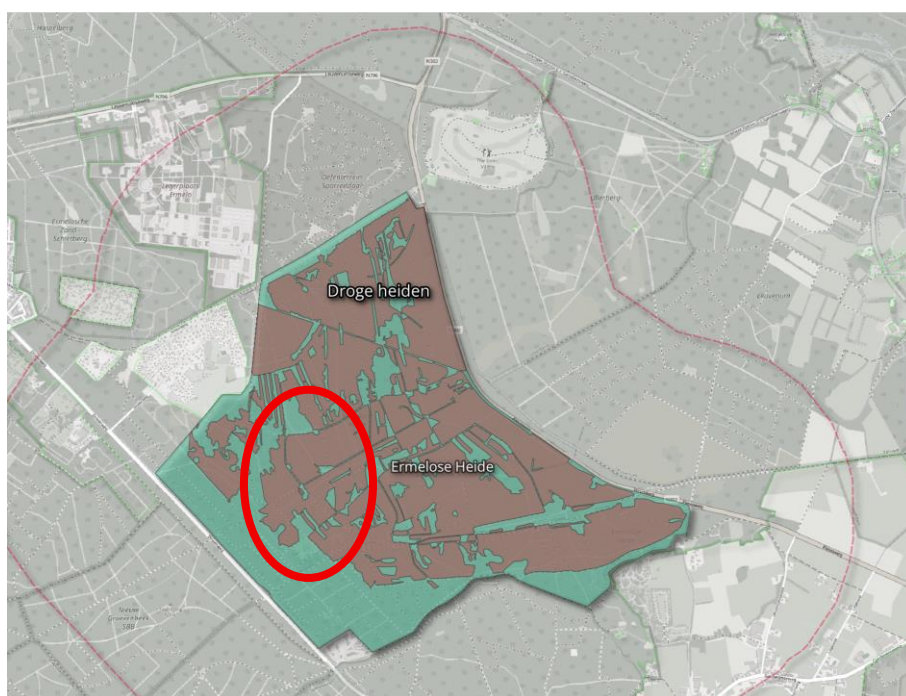
²³ mol/mol

²⁴ µmol/l

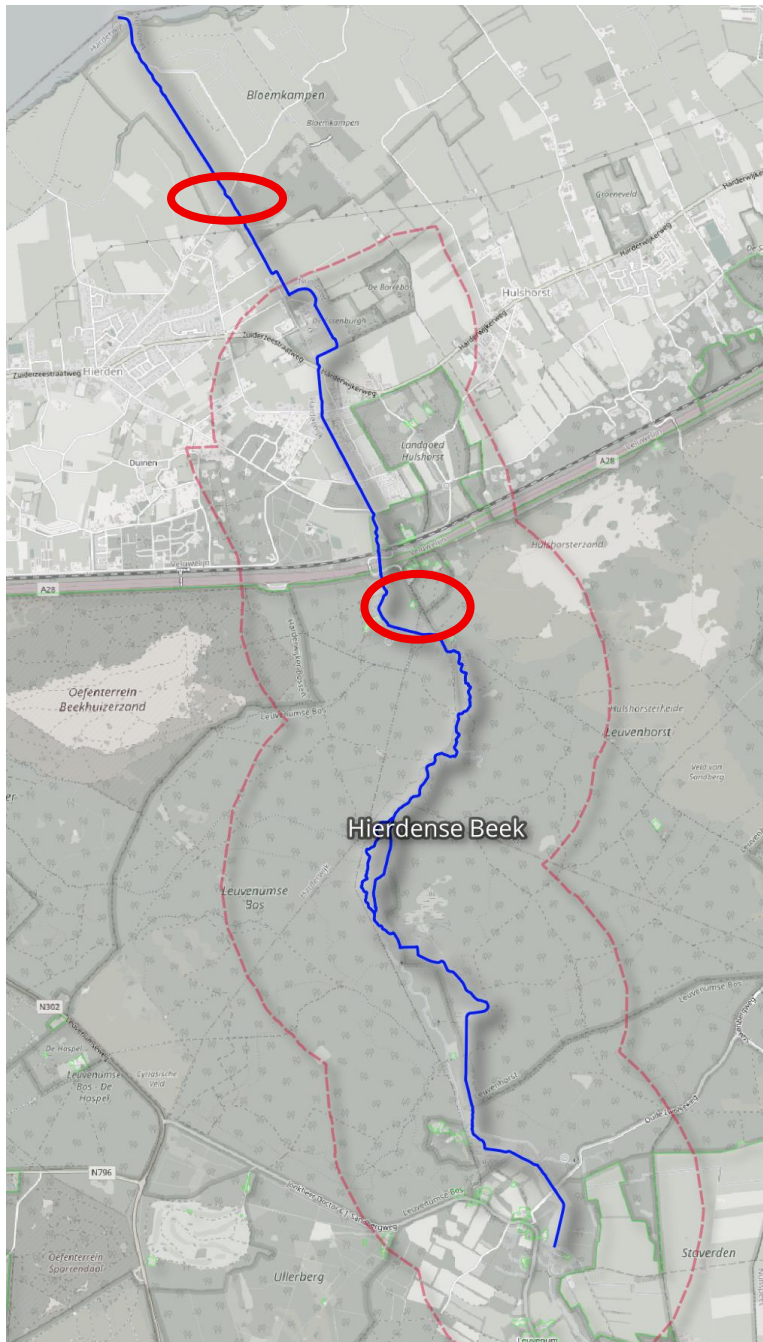
Bijlage 5 Deelgebieden in kaart



Ligging van de locaties



Ermelose Heide met de contouren van het terreinbezoek (4 juli 2025)



Hierdense Beek met de contouren van het terreinbezoek (4 juli 2025)

Bijlage 6 Aanwezigheid typische soorten

Tabel B6.1 Aantal typische soorten op de Ermelose Heide (H4030)

Habitat	Soortgroep	Typische soort	Functie	Veluwe	Ermelose
H4030	Dagvlinders	Groentje	Cb	Ja	Ja
H4030	Dagvlinders	Heideblauwtje	Cab	Ja	Ja
H4030	Dagvlinders	Heivlinder	K	Ja	Ja
H4030	Dagvlinders	Kommavlinder	K	Ja	Nee
H4030	Dagvlinders	Vals Heideblauwtje	K*	Ja	Ja
H4030	Korstmossen	Kronkelheidestaartje	Ca	Ja	Ja
H4030	Korstmossen	Open Rendiermos	Ca	Ja	Ja
H4030	Korstmossen	Rode Heidelucifer	Ca	Ja	Ja
H4030	Mossen	Gekroesd	K	Ja	Ja
H4030	Mossen	Glanzend Tandmos	K	Ja	Nee
H4030	Mossen	Kaal Tandmos	K	Ja	Nee
H4030	Reptielen	Levendbarende Hagedis	Cab	Ja	Ja
H4030	Reptielen	Zandhagedis	K	Ja	Ja
H4030	Sprinkhanen &	(Kleine) Wrattenbijter	K	Ja	Nee
H4030	Sprinkhanen &	Blauwvleugelsprinkhaan	K	Ja	Ja
H4030	Sprinkhanen &	Zadelsprinkhaan	K	Ja	Nee
H4030	Sprinkhanen &	Zoemertje	K	Ja	Ja
H4030	Vaatplanten	Klein Warkruid	K	Ja	Ja
H4030	Vaatplanten	Kleine Schorseneer	K	Ja	Nee
H4030	Vaatplanten	Kruipbrem	K	Ja	Ja
H4030	Vaatplanten	Rode Dophei	K	Ja	Nee
H4030	Vaatplanten	Stekelbrem	K + Ca	Ja	Ja
H4030	Vogels	Boomleeuwerik	Cab	Ja	Ja
H4030	Vogels	Klapekster	K	Ja	Ja ¹⁾
H4030	Vogels	Roodborsttapuit	Cb	Ja	Ja
H4030	Vogels	Tapuit	Cb	Ja	Ja ¹⁾
H4030	Vogels	Veldleeuwerik	Cab	Ja	Ja
Totaal aantal soorten				27	
Waarvan in verspreidingsgebied				27	19
Waarvan voortplantend					17
Percentage aanwezigheid					17/27=63%

1) Niet voortplantend

Tabel B6.2 Aantal typische soorten in het Speulder- en Sprielderbos (H9120)

Habitat	Soortgroep	Typische soort	Functie	Veluwe	Speulderbos	Sprielderbos
H9120	Korstmossen	Maleboskorst	K	Ja	Ja	Ja
H9120	Reptielen	Hazelworm	Cab	Ja	Ja	Ja
H9120	Vaatplanten	Dalkruid	Ca	Ja	Ja	Ja
H9120	Vaatplanten	Gewone	Ca	Ja	Ja	Ja
H9120	Vaatplanten	Lelietje-Van-Dalen	Ca	Ja	Ja	Ja
H9120	Vaatplanten	Witte Klaverzuring	Ca	Ja	Ja	Ja
H9120	Vogels	Boomklever	Cb	Ja	Ja	Ja
H9120	Vogels	Zwarte Specht	Cb	Ja	Ja	Ja
Totaal aantal soorten				8	8	
Waarvan in verspreidingsgebied				8	8	8
Waarvan voortplantend					8	8
Percentage aanwezigheid					8/8=100%	8/8=100%

Tabel B6.2 Aantal typische soorten op het Kootwijkerzand (H2330)

Habitat	Soortgroep	Typische soort	Functie	Veluwe	Kootwijkerzand
H2330	Dagvlinders	Heivlinder	Cab	Ja	Ja
H2330	Dagvlinders	Kleine Heivlinder	K	Ja	Nee
H2330	Korstmossen	Ezelspootje	K + Ca	Ja	Ja
H2330	Korstmossen	Hamerblaadje	K + Ca	Ja	Ja
H2330	Korstmossen	Ijslands Mos	K	Nee	Nee
H2330	Korstmossen	Plomp Bekermos	K + Ca	Ja	Nee
H2330	Korstmossen	Slank Stapelbekertje	K + Ca	Ja	Ja
H2330	Korstmossen	Stuifzandkorrelloof	E	Ja	Ja
H2330	Korstmossen	Stuifzandstapelbekertje	K + Ca	Ja	Ja
H2330	Korstmossen	Wollig Korrelloof	E	Nee	Nee
H2330	Korstmossen	Wrattig Bekermos	K + Ca	Ja	Ja
H2330	Vaatplanten	Buntgras	Ca	Ja	Ja
H2330	Vaatplanten	Heidespurrie	Ca	Ja	Ja
H2330	Vaatplanten	Ruig Schapengras	K	Ja	Ja
H2330	Vogels	Boomleeuwerik	Cab	Ja	Ja
H2330	Vogels	Duinpieper	E	Ja	Ja ¹⁾
Totaal aantal soorten				16	
Waarvan in verspreidingsgebied				16	12
Waarvan voortplantend					11
Percentage aanwezigheid					11/16=69%

1) Niet voortplantend

Tabel B6.4 Aantal typische soorten bij de Hierdense Beek (H91E0c)

Habitat	Soortgroep	Typische soort	Functie	Veluwe	Ermelose
H91E0c	Amfibieën	Vuursalamander	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Dagvlinders	Grote IJsvogelvlinder	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Dagvlinders	Grote Weerschijnvlinder	K	Ja	Nee
H91E0c	Dagvlinders	Kleine IJsvogelvlinder	K	Nee	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Alpenheksenkruid	E	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vaatplanten	Bittere Veldkers	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Bloedzuring	K	Ja	Ja
H91E0c	Vaatplanten	Bosereprijs	K	Ja	Ja
H91E0c	Vaatplanten	Bosmuur	K	Nee	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Bospaardenstaart	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Boswederik	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Gele Monnikskap	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vaatplanten	Gladde Zegge	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vaatplanten	Groot Springzaad	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Hangende Zegge	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Klein Heksenkruid	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vaatplanten	Knikkend Nagelkruid	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Paarbladig Goudveil	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Reuzenpaardenstaart	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Slanke Zegge	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vaatplanten	Verspreidbladig	K	Ja	Nee
H91E0c	Vaatplanten	Witte Rapunzel	K	Nee ¹⁾	Nee ¹⁾
H91E0c	Vogels	Appelvink	Cb	Ja	Ja
H91E0c	Vogels	Boomklever	Cb	Ja	Ja
H91E0c	Vogels	Grote Bonte Specht	Cb	Ja	Ja
H91E0c	Vogels	Matkop	Cb	Ja	Ja
H91E0c	Zoogdieren	Waterspitsmuis	Cab	Nee	Nee
Totaal aantal soorten				27	
Waarvan in verspreidingsgebied				19	6
Waarvan voortplantend					6
Percentage aanwezigheid					6/19=32%

1) De Veluwe behoort niet tot het verspreidingsgebied van deze soort