

Inhoudsopgave

Abiotische randvoorwaarden voor Natuurdoeltypen

G.WG.W.W. Wamelink g.w.w.wamelink@alterra.wag-ur.nl

J. Runhaar j.runhaar@alterra.wag-ur.nl

m.m.v. Han van Dobben, Joop Schaminée, Pieter Slim & Rein de Waal



Uiterwaarden bij Wageningen (foto: Wiegier Wamelink)

In opdracht van het Expertisecentrum LNV

Alterra-Rapport 181 Herziene versie

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

Inhoud

Samenvatting

Inleiding

vochttoestand

Zuurgraad

Voedselrijkdom

Zoutgehalte/chloriniteit

Bodemtype

Materiaal en Methode

Database

Geraadpleegde literatuur

Indicatorsoortenboekjes

Vegetatie van Nederland

Ellenberg indicator waarden

NOV Pleistoceen

NOV Holoceen

KENNAT

Deskundigen oordeel

Resultaten

Discussie en Conclusies

Literatuur

Samenvatting

Ten bate van de inrichting en de evaluatie van de Ecologische hoofdstructuur is het natuurdoeltypen systeem ontwikkeld en gepubliceerd in het Handboek Natuurdoeltypen. Dit Handboek wordt herschreven en o.a. uitgebreid met een nadere invulling van de abiotische randvoorwaarden. In dit rapport wordt beschreven hoe de abiotische randvoorwaarden voor de natuurdoeltypen zijn vastgesteld.

De abiotische randvoorwaarden zijn omschreven met behulp van vijf abiotische factoren: vocht, zuurgraad, nutriënten, zoutgehalte en bodemtype. De factor vocht wordt beschreven door middel van (1) de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en aantal dagen droogtestress, (2) de grondwaterstandfluctuatie en (3) de overvloedingsfrequentie. Er zijn gegevens verzameld uit de literatuur en uit de database KENNAT. Deze laatste bevat gegevens over veldmetingen.

De gegevens zijn verzameld voor 139 associaties en sub-associaties. Op basis van de verzamelde literatuurgegevens zijn de ranges waarin een associatie voor kan komen per abiotische factor vastgesteld. Deze ranges zijn voorgelegd aan 4 deskundigen. Na verwerking van hun commentaar zijn de definitieve ranges per associatie en per abiotische factor vastgesteld.

De gegevens over de associaties zijn toegekend aan de Natuurdoeltypen, waarbij bij de aanwezigheid van meerdere associaties per natuurdoeltype de range van voorkomen gemiddeld is. Hierdoor ontstaat een gradatie in de preferentie van voorkomen van een natuurdoeltype. Daarnaast zijn de ranges voor de natuurdoeltypen volgens een aantal regels vastgesteld. Vervolgens zijn de ranges bekenen door deskundigen en hebben er daar waar nodig aanpassingen van de ranges plaats gevonden. De zo verkregen randvoorwaarden zijn gebruikt voor het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen.

Inleiding

In het kader van het Natuurbeleidsplan (min. van LNV 1990) is ter bescherming van de natuur de ecologische hoofdstructuur geïntroduceerd (EHS). Om de gestelde doelen voor de EHS hanteerbaar te kunnen maken en de realisatie te kunnen evalueren zijn door het toenmalige IKC-

Natuur (nu Expertisecentrum LNV) de zogenaamde natuurdoeltypen gedefinieerd, vastgelegd in het Handboek Natuurdoeltypen ([Bal et al. 1995](#)). In totaal werden 132 natuurdoeltypen vastgelegd welke voor elk natuurdoeltype afzonderlijk de toetsbare kwaliteit voor een natuurterrein beschrijft. 'Het stelsel van natuurdoeltypen als geheel geeft een systematisch overzicht van de natuurwaarden die in de ecologische hoofdstructuur gerealiseerd kunnen worden', aldus [Bal et al. \(1995\)](#). Per natuurdoeltype wordt in het Handboek Natuurdoeltypen (hierna te noemen Handboek) o.a. beschreven welke soorten kenmerkend zijn en welk beheer er dient te worden gevoerd.

Ten behoeve van het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen dient per vegetatietype dat onderdeel uitmaakt van het natuurdoeltype aangegeven worden wat de abiotische randvoorwaarden zijn voor de instandhouding dan wel ontwikkeling van het vegetatietype. In dit rapport wordt beschreven hoe de abiotische randvoorwaarden zijn bepaald en per natuurdoeltype aangegeven wat deze zijn. Het gaat om de factoren vochttoestand, voedselrijkdom, zuurgraad, zoutgehalte en bodemtype. Het omschrijven van de complexe factor vocht gebeurt door middel van drie subindelingen: indeling naar vochttoestand op basis van gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en droogtestress, een indeling naar grondwaterstandfluctuatie en een indeling naar overvloedingsfrequentie. De aquatische vegetaties en dus ook de aquatische natuurdoeltypen zijn buiten beschouwing gelaten.

De relatie met standplaatsfactoren is gelegd door aan te geven binnen welke klassen een type optimaal voorkomt. Daartoe dient per factor een ecologisch relevante indeling te worden gemaakt. Dat wil zeggen een zodanig indeling dat de grenzen tussen de klassen zoveel mogelijk overeenkomen met fysiologisch belangrijke grenzen, en dat de variatie in de plantengroei op een evenwichtige manier kan worden beschreven (niet alles in één klasse, duidelijke en liefst even grote floristische verschillen tussen standplaatsen behorend tot de verschillende kenmerkklassen).

Bij de indeling van de kenmerkklassen is zoveel mogelijk aangesloten bij standplaatsindelingen die worden gebruikt in literatuur of wordt gebruikt in ecologische voorspellingsmodellen.

De belangrijkste indelingen zijn:

1 [KIWA/SBB](#) standplaatsindeling die wordt gebruikt in de Indicatorenreeks en in het overzicht van 'De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van Pleistoceen Nederland' ([Aggenbach et al. 1998](#)). Deze indeling wordt ook gebruikt in het regionale hydro-ecologische model NICHE ([Koerselman et al. 1999](#)).

2 De landelijke ecotopen indeling ([Stevens et al. 1987](#), [Runhaar et al. 1987](#)) die wordt gebruikt in het landelijke model DEMNAT en het regionale model NATLES, en die tevens wordt gebruikt in het overzicht van de gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen in het

Holoceen ([Blokland et al. 1997](#)).

3 De overige indelingen in het overzicht van de gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen in het Holoceen ([Blokland et al. 1997](#)).

4 Indelingen die worden gebruikt in de vegetatie van Nederland ([Schaminée et al. 1995](#), [Schaminée et al. 1996](#), [Schaminée et al. 1998](#) en [Stortelder et al. 1999](#)). Helaas is deze indeling niet gebaseerd op een standaard en laat dus ruimte voor interpretatie.

De abiotische randvoorwaarden zijn voor verschillende associaties en sub-associaties geschat. De abiotische randvoorwaarden zijn gebaseerd op gegevens uit de literatuur en op gegevens uit het veld (o.a. uit de database KENNAT, [Sanders et al. 2000](#)). De op basis van de voornoemde gegevens geschatte abiotische randvoorwaarden zijn voorgelegd aan experts. Na eventuele correctie zijn de abiotische randvoorwaarden voor de associaties vastgesteld, waarna deze worden geaggregeerd tot de natuurdoeltypen. In de volgende paragrafen worden de abiotische parameters en de mogelijke bronnen besproken.

Vochttoestand

Met de term 'vochttoestand' wordt een complex van factoren aangeduid die samenhangen met de aanwezigheid dan wel het ontbreken van water. In terrestrische systemen beïnvloedt de aanwezigheid van water de planten direct via de factoren aeratie en vochtleverantie. De aeratie is daarnaast ook indirect van invloed op de plantengroei via afbraak van organisch materiaal. In het getijdengebied en het rivierengebied vormt ook de frequentie waarmee inundatie plaatsvindt een belangrijke factor. In [bijlage 2](#) en [bijlage 3](#) wordt aanvullende informatie gegeven over de indeling naar vochttoestand.

Voorgesteld wordt om Binnen dit project is een indeling naar vochttoestand op basis van aeratie en vochtleverantie gebruikt. Hierbij wordt uitgegaan van de in het landevalutiesysteem NATLES gebruikte indeling ([Runhaar et al. 1999](#), zie [tabel 1](#)). Binnen het natte bereik wordt de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) gebruikt als indelingskenmerk (gemiddelde grondwaterstand maart-april). Deze is bepalend voor onder meer de aeratie aan het begin van het groeiseizoen. Binnen het droge bereik wordt het aantal dagen droogtestress (aantal dagen dat een drukhoogte van 12.000 cm in de wortelzone wordt onderschreden) gebruikt. De droogtestress is weer afhankelijk van de grondwaterstand in combinatie met de bodemtextuur ([bijlage 3](#)). Voor de motivatie van deze keuze wordt verwezen naar [bijlage 2](#).

Tabel 1. Indeling naar vochttoestand zoals gebruikt binnen NATLES ([Runhaar et al. 1999](#)) en voor NGR.

gvg	glg	droogtestress	omschrijving klasse
> 50 cm + mv			diep water
20 - 50 cm + mv	> 0		ondiep permanent water
20 - 50 cm + mv	< 0		ondiep droogvallend water
0 - 20 cm + mv			zeer nat
0 - 25 cm - mv			nat
25 - 40 cm -mv			zeer vochtig
> 40 cm - mv		< 13 dgn	vochtig
> 40 cm - mv		13 - 32 dgn	matig vochtig
> 40 cm - mv		> 32 dgn	droog

In dit rapport zijn de klassen 'diep water' en 'ondiep permanent water' samengevoegd tot 'permanent water' (gvg > 20 cm + mv). De term 'zeer vochtig' is vervangen door 'matig nat' en de term 'matig vochtig' door 'matig droog'

Belangrijke grenzen zijn een GVG van 25 cm onder maaiveld (grens tussen door hygrofyten en door meso- en xerofyten gedomineerde systemen) en een droogtestress van 32 dagen (grens tussen door mesofyten en door xerofyten gedomineerde systemen). In [figuur 1](#) is een vergelijking gemaakt met de KIWA-SBB indeling naar grondwaterstandklasse. Deze indeling is minder bruikbaar omdat alleen wordt gekeken naar grondwaterstanden en niet naar vochtleverantie (en dus ook niet naar bodemtextuur). De indeling dekt dus niet alle aspecten van de factor vochttoestand. Bovendien is in het natte bereik de gemiddelde grondwaterstand als indelingsvariabele minder bruikbaar omdat het juist de hoogste grondwaterstanden, en dan met name de voorjaarsgrondwaterstand, van belang zijn voor het al dan niet voorkomen van hygrofyten ([bijlage 2](#)). De in tabel 1 aangegeven indeling is achteraf licht aangepast door de klasse 'matig vochtig' te hernoemen in 'matig droog'. Dit, omdat de referenten moeite hadden met de naamgeving van deze systemen met vrij langdurige droogtestress (> 12 dagen). Dezelfde standplaatsen worden in de literatuur vaak als 'droog' aangeduid (bijvoorbeeld kalkgraslanden op krijtverweringsgronden)

Specifiek voor natte systemen wordt middels de GLG aangeven hoe diep de grondwaterstand in de zomerperiode uitzakt (zie [tabel 2](#)). Dit is met name voor veenvormende systemen van belang, omdat de lengte van de aërobe periode, die

samenhangt met de GLG, bepalend is voor het evenwicht tussen opbouw en afbraak van organisch materiaal. Daarnaast bepaalt de lengte van de aërobe periode ook in hoeverre er plaats is voor facultatieve hygroyten, soorten die hun ontwikkeling pas later in het groeiseizoen beginnen en daardoor minder gevoelig zijn voor anaërobe omstandigheden aan het begin van het groeiseizoen.

Tabel 2. Indeling van de vochttoestand naar gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) volgens Runhaar et al. (1999) en voor NGR.

Klasse	Omschrijving
GLG <20	Zeer ondiep
20 < GLG <40	Ondiep
40 < GLG <60	Matig diep
60 < GLG < 80	Diep
GLG >80	Zeer diep

Bij GLG's dieper dan 80 is de verdere invloed op lengte van de aërobe periode en daarmee de mineralisatie van organisch materiaal gering, en heeft de GLG vooral invloed op de vochtvoorziening (dit wordt al meegenomen in voorgaande indeling naar vochttoestand op basis GVG en vochtleverantie).

Een alternatief is om niet in te delen naar GLG, maar naar grondwaterstandfluctuatie (volgens [KIWA/SBB](#), [Aggenbach et al.1998](#), zie [tabel 3](#)).

Tabel 3. Indeling van de vochttoestand volgens [Aggenbach et al. \(1998\)](#) naar grondwaterstandfluctuatie.

Klasse	omschrijving	Fluctuatie (GHG-GLG)
CZ	Geen of zwakke fluctuatie	<30 cm
M	Matige fluctuatie	30-60 cm
S	Sterke fluctuatie	> 60 cm

De fysiologische betekenis van de grondwaterstandfluctuatie is echter minder eenduidig omdat grote grondwaterstandfluctuaties zowel kunnen betekenen dat het gebied periodiek onder water staat doordat de hoogste waterstanden extreem hoog zijn, dat in natte gebieden afbraak van organisch materiaal plaatsvindt door sterke grondwaterfluctuaties, of dat in vochtige gebieden vochttekorten optreden door diep wegzakkende grondwaterstanden. Deze indeling wordt in dit onderzoek dan ook niet gevolgd omdat ze geen extra informatie levert ten opzichte van de in [tabel 1](#) en [tabel 2](#) gegeven indelingen.

In het getijdengebied is de indeling naar vochttoestand op basis van GVG en droogtestress gezien de grote waterstandsdynamiek en de interferentie tussen vochtleverantie, verdamping en de osmotische waarde van het bodemvocht niet goed bruikbaar. Hier is de indeling in 'nat' en 'vochtig' gebaseerd op de gemiddelde aeratie.

Voor het getijdengebied en voor rivier- en beekbegeleidende vegetaties is daarnaast ook een indeling naar overstromingsfrequentie gegeven ([tabel 4](#)). Deze indeling is alleen bedoeld voor overstroming met hard, voedselrijk, al dan niet zout oppervlaktewater, en niet voor winterse inundaties met stagnerend regenwater of grondwater. Door de gebruikte indeling is er een zekere overlap met zoutgehalte, voedselrijkdom en zuurgraad te verwachten, immers hoe vaker en hoe langer er overstroming plaats vindt hoe meer zout en nutriënten er terechtkomen en hoe groter de buffering door hard oppervlaktewater. De overstromingsfrequentie geeft echter ook informatie over de dynamiek die een vegetatie ondervindt.

Tabel 4. Indeling voor overvloedingsfrequentie in NGR.

Klasse	Omschrijving	getijdengebied	Rivier- en beekdalen
1	Dagelijks langdurig	Beneden hoogwaterlijn	Beneden hoogwaterlijn
2	Dagelijks kort	Rond hoogwaterlijn	Rond hoogwaterlijn
3	Regelmatig	Alleen bij hoogwater	Laagste delen uiterwaard
4	Incidenteel	Alleen bij stormvloed	Middelhoge delen uiterwaard
5	Niet	Geen overfloeding	Geen overfloeding

Zuurgraad

De zuurgraad is vooral indirect van invloed op de plantengroei. Deels loopt dit via macro-nutriënten (N, P, K), waarvan de omzettingen en de oplosbaarheid sterk wordt beïnvloed door de pH. Deze werking van de pH loopt echter via de standplaatsfactor voedselrijkdom (komt tot uiting in de voedselrijkdom aanduiding). Daarnaast heeft de pH invloed op de oplosbaarheid van metalen, die ofwel toxisch zijn ofwel nodig zijn als micro-nutriënt. Bij een pH-H₂O van minder dan 4,5 gaat het voor de meeste planten giftige aluminium in oplossing. Alleen soorten die zijn aangepast aan zure standplaatsen, doordat ze bijvoorbeeld in staat zijn het aluminium te immobiliseren, kunnen hier overleven. In meer basische milieus vormt juist de geringere oplosbaarheid van ijzer een probleem. Planten die zijn aangepast aan zure milieus, met hoge gehalten aan opgeloste zware metalen, krijgen op basische standplaatsen last van gebrekverschijnselen (chlorose door ijzergebrek).

In [tabel 5](#) is de voorgestelde indeling naar zuurgraadklassen weergegeven. Ter vergelijking is ook de indeling volgens het ecotopensysteem, en de indeling zoals [KIWA](#) en [SBB](#) ([Aggenbach & Jalink, 1998](#)) die gebruiken voor het onderzoek naar de relatie tussen vegetatie en standplaatscondities (indicatorenproject) in de tabel aangegeven. In het pH-traject 4,5 >7,5 is de fijnere onderverdeling van het KIWA/SBB overgenomen. Daarnaast is er een extra categorie toegevoegd aan de zure kant, waardoor er een indeling ontstaat met pH < 3,5 en pH 3,5-4,5.

Fysiologisch relevante grenzen zijn een pH van 4,5, de grens waarbij vrij aluminium in oplossing gaat, en een pH van 6,5 die overeenkomt met de grens tussen systemen met en zonder vrije kalk (calciumcarbonaat). In brakke en zilte milieus kan de pH onder de invloed van de natrium-bicarbonaatbuffer oplopen tot ver in het alkalische bereik. In eerste instantie is net als in de KIWA/SBB-indeling onderscheid gemaakt tussen neutraal (pH 6.6-7.5) en basisch (pH > 7.5). Omdat brakke en zilte milieus al worden onderscheiden op basis van zoutgehalte lijkt een indeling naar pH in het neutrale-alkalische bereik minder relevant, omdat 'basische' systemen veelal overlappen met zoute systemen. Omdat er bovendien verwarring optrad bij de referenten, die soms alle milieus met vrije kalk indeelden bij basisch is besloten om de categorieën 6,5 - 7,5 en >7,5 samen te voegen tot de klasse neutraal-basisch (pH > 6,5).

Tabel 5 Indeling naar kenmerkklassen voor zuurgraad

pH-H ₂ O	Zuurgraadklasse		
	Indeling NGR	Ecotopensysteem	KIWA/SBB

<3,5	Zeer zuur*		
3,5-4,5	Zuur*	Zuur	zuur
4,5-5,5	Matig zuur	Zwak zuur	matig zuur
5,5-6,5	Zwak zuur		zwak zuur
6,5-7,5	Neutraal*	Basisch	neutraal
>7,5	Basisch*		basisch

* De klassen Zeer zuur en zuur en de klassen neutraal en basisch zijn achteraf samengevoegd tot respectievelijk zuur en neutraal-basisch.

Voedselrijkdom

Het begrip voedselrijkdom kan op verschillende manieren worden gebruikt. Het kan worden gebruikt als een maat voor de voedselrijkdom van het substraat (en daarmee de potentiële productie) of als een maat voor de hoeveelheid voedingsstoffen opgenomen in de voedselkringloop van het ecosysteem (bepalend voor de actuele productie). Bij de tweede benadering is de 'voedselrijkdom' niet alleen afhankelijk van substraateigenschappen maar ook van het successiestadium. In pionierstadia is de biomassa en de productiviteit immers lager dan in latere successiestadia. Een derde benadering is die waarbij voedselrijkdom en zuurgraad vanwege de nauwe onderlinge relatie die tussen beide factoren bestaan, tezamen als één, complexe standplaatsfactor worden beschouwd. Daarbij worden oligotrofe milieus gedefinieerd als voedselarme zure, en mesotrofe milieus als matig voedselarme zwak zure milieus. Dit is echter verwarrend omdat het gaat om twee factoren die onafhankelijk van elkaar op de vegetatie inwerken, en die wel vaak, maar lang niet altijd aan elkaar gecorreleerd zijn ([Bridgham et al., 1996](#)).

In dit onderzoek wordt de eerste benadering gevolgd, waarbij onder voedselrijkdom de beschikbaarheid aan nutriënten in de wortelzone wordt verstaan. Daarbij worden successiereksen op een zelfde substraat tot een zelfde voedselrijkdomklasse gerekend, ook al neemt de productiviteit van de systemen gedurende de successie toe. Zo worden op arme zandgrond voorkomende pioniervegetaties met Buntgras en mossen,

heidevegetaties en eiken-berkenbos alle ingedeeld in de klasse 'voedselarm', ook al is de productiviteit van het bos vele malen groter dan die van een open pioniervegetatie. Als maten voor de voedselrijkdom kan worden uitgegaan van de (potentiële) productie of van de N-beschikbaarheid.

In [tabel 6](#) is de indeling uit het NOV-3 overzicht voor het Holoceen aangegeven, die voortbouwt op de voedselrijkdomindeling uit het ecotopensysteem. Deze indeling lijkt goed bruikbaar, omdat het aantal klassen beperkt is, en de klassen kwantitatief omschreven zijn. De hoogste klasse, hypertroof, is voor dit project naar verwachting minder relevant omdat waarschijnlijk geen enkel natuurdoeltype in dit bereik valt.

Een mogelijke indeling is die naar productiviteit, waar uitgegaan is van de oorspronkelijk definitie van de voedselrijkdomklassen uit het ecotopensysteem, met voor graslandvegetaties productiviteitsgrenzen van 4 en 8 ton netto drogestof productie tussen voedselarm, matig voedselrijk en zeer voedselrijk ([Stevens 1987](#)). Uit een vergelijking tussen vegetatiegegevens en gemeten productie blijkt echter dat grenzen bij 3 en 6 ton beter lijken aan te sluiten bij aan de indeling naar voedselrijkdom op basis van de soortensamenstelling ([Runhaar 1989](#)). Bovendien zijn de genoemde productiegrenzen alleen geldig voor graslandvegetaties: voor bijvoorbeeld bossen zijn andere grenswaarden nodig.

Tabel 6. Indeling naar voedselrijkdom volgens [Blokland et al.](#)

Voorstel NGR	NO ₃ (mg/l)	PO ₄ (mg P/l)	C/N	C/P	N-min	N-Ell. (soortsind.)	Productie (tonds/ha)
Voedselarm	< 1	< 0.04	> 35	> 750	< 60	1-4	< 4
Matig voedselarm	1-2	0.04-0.10	20-35	300-700	60-180	5-6	4-8
Voedselrijk	2-3	0.10-0.14	<20	<300	> 180	7-8	>8
Zeer voedselrijk	> 3	> 0.14		<< 20	> 180	9	>> 8

Door KIWA/SBB ([Aggenbach et al., 1998](#)) worden veel meer voedselrijkdomklassen onderscheiden ([tabel 7](#)). In de indicatorenreeks van KIWA-SBB wordt gebruik gemaakt van een kwalitatieve indeling in zes klassen. Daarbij wordt in het voedselarme bereik ook de basenrijkdom als ondersteunend kenmerk genoemd. In het NOV-rapport over de gewenste grondwatersituatie voor het Pleistoceen worden de klassen kwantitatief omschreven in termen van productie. Gezien de geringe kennis over de productiviteit van de systemen waarvan natuurlijke vegetaties deel uitmaken is het echter de vraag of een dergelijk verfijnde indeling wel realistisch is.

Tabel 7. Indeling naar voedselrijkdom binnen de KIWA/SBB-indicatorenreeks en bijbehorende

biomassaproductie volgens [Aggenbach et al. 1998](#).

Klasse	Omschrijving in indicatorenboekjes	Biomassaproductie in korte vegetatie (ton droge stof ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Zeer oligotroof	zeer voedselarm: volledig door regenwater beïnvloede standplaatsen met netto uitspoeling, of dermate natte omstandigheden dat geen remineralisatie optreedt; stikstof en fosfaat zijn nauwelijks beschikbaar voor planten	<1
Oligo-mesotroof		1-2,5
Mesotroof	Voedselarm: stikstof en fosfaatarm; onder natuurlijke omstandigheden overwegend in matig basenrijke en basenrijke milieus	2,5-4,5
Zwak eutroof	Zwak voedselrijk: zwak stikstof- en fosfaathoudend; onder natuurlijke omstandigheden overwegend in matig basenrijke tot basenrijke milieus	4,5-7,5
Matig eutroof	matig voedselrijk; matig rijk aan stikstof en fosfaat; over het algemeen in basenrijke milieus.	7,5-11
Eutroof	Voedselrijk; rijk aan stikstof en fosfaat; veelal indifferent voor pH en basenverzadiging	11-15

Zeer eutroof	zeer voedselrijk/vervuild: zeer rijk aan stikstof en (vooral) fosfaat; indifferent voor pH en alkaliniteit, meestal vrij grote hardheid	> 15
--------------	---	------

In dit onderzoek is de indeling volgens NOV Holoceen ([Blokland & Kleijberg, 1997, tabel 6](#)) gebruikt. Hierbij is er rekening mee gehouden dat de productiegrenzen voor graslanden aan de hoge kant kunnen zijn. Het beperkte aantal klassen doet ons inziens recht aan de nog beperkte kennis op dit gebied.

Zoutgehalte/chloriniteit

Bij middelhoge chloride gehalten is vooral de toxiciteit van Cl en van Na een belangrijke factor. In het hogere bereik speelt ook de osmotische waarde van het grond- en oppervlaktewater een belangrijke rol in het overleven van en de concurrentie tussen plantensoorten. Binnen het ecotopensysteem worden drie klassen onderscheiden: zoet, brak en zilt ([tabel 8](#)). De klasse zoete wateren wordt onderverdeeld in de sub-klassen zeer zoet en licht brak. Het is discutabel of deze indeling voor terrestrische vegetaties haalbaar is. Van terrestrische systemen zijn veel minder meetgegevens van het chloridegehalte van bodemvocht of grondwater beschikbaar. Het KIWA/SBB indicatorenproject beperkt zich tot de zoete systemen. Daarom wordt hier geen aanduiding naar zoutgehalte gegeven.

Tabel 8. Klasse indeling voor zoutgehalte in het ecotopensysteem

Klasse	Sub-klasse	Cl-gehalte (mg/l)
Zoet	Zeer zoet	0-200
	Licht brak	200-1000
Brak		1000-10.000
Zout		>10.000

In het NOV-rapport over de gewenste grondwatersituatie voor het Holoceen wordt in

navolging van [Stuyfzand \(1993\)](#) een fijnere indeling in zoutklassen aangehouden ([tabel 9](#)).

Tabel 9. Klasse indeling voor chloride volgens [Stuyfzand \(1993\)](#).

Klasse	Cl-gehalte (mg/l)
Zeer zoet	< 30
Zoet	30-150
Licht brak	150-300
Brak	300-1.000
Zout	1.000-5.000
Zeer zout	>5.000

Deze indeling is met name in het zoete bereik nog verder gedifferentieerd dan de indeling volgens het ecotopensysteem. Ook voor deze indeling geldt of er wel genoeg kennis is om een dergelijke indeling te verantwoorden. In dit onderzoek is deze indeling deels gevolgd. Er is een klasse >10000 mg/l aan de bovenstaande indeling toegevoegd en zijn de klassen zoet en zeer zoet samengevoegd en de benaming is (achteraf) veranderd (zie [tabel 10](#)). De naamgeving volgens [Stuyfzand \(1993\)](#) sluit slecht aan bij de naamgeving in de ecologische en vegetatiekundige literatuur. Dit bleek bij de referenten soms voor verwarring te zorgen.

Tabel 10. Indeling in zoutklassen voor NGR.

Klasse	Cl-gehalte (mg/l)
Zeer zoet	<150
Zoet	150-300
Licht brak	300-1.000
Brak	1.000-5.000

Brak-zout	5.000-10.000
Zout	>10.000

Bodemtype

Per vegetatietype wordt aangegeven wat de belangrijkste bodemtypen zijn waarop het type voorkomt. Onderscheiden worden:

- zand
- lemig zand
- leem (leemgronden in de ruimste zin, inclusief oude tertiaire klei en inclusief loess)
- zavel
- klei
- veen
- stenig substraat

Materiaal en Methode

Database

Om de range van abiotische omstandigheden waarbij een natuurdoeltype kan

voorkomen te bepalen zijn er per associatie gegevens verzameld. Dit is, in overleg met de opdrachtgever, gebeurd voor een selectie van associaties die het meest kenmerkend zijn voor de verschillende natuurdoeltypen ([bijlage 4](#)). De aquatische natuurdoeltypen zijn niet meegenomen in dit onderzoek. De abiotische factoren waarover gegevens zijn verzameld, zijn vocht, grondwaterstandfluctuatie, overvloedingsfrequentie, zuurgraad, nutriënten beschikbaarheid in de bodem, zoutgehalte in de bodem en bodemtype.

De ranges per abiotische factor worden weergegeven middels een klasse indeling. De indeling per klasse is hiervoor besproken en is nog eens samengevat in [tabel 11](#). Op basis van de verzamelde gegevens is een range vastgesteld door de auteurs. Deze ranges zijn voorgelegd aan 4 deskundigen, waarna op basis van hun oordeel de definitieve ranges zijn vastgesteld. De deskundigen hebben uitleg gekregen over hoe de database te gebruiken en hoe de verschillende gegevens zijn geïnterpreteerd door de auteurs (zie [bijlage 1](#)).

Op basis van het advies van de referenten is het aantal klassen voor zuurgraad van zes naar vijf (neutraal en basisch zijn samengevoegd), voor zout van zeven naar zes (samenvoegen twee zoete klassen) en is de benaming veranderd en voor bodemtype van acht naar zeven (loess is toegevoegd aan leem). Deze verandering heeft plaats gevonden na de beoordeling door de deskundigen. Ten bate van het Handboek zijn voor vocht de klassen diep water (gvg < 50 cm +mv) en ondiep permanent water (gvg 20 - 50 cm +mv) en voor zuurgraad de klassen zeer zuur (pH<3,5) en zuur (pH 3,5 - 4,5) samengevoegd tot respectievelijk permanent water en zuur. Bij de samenvoeging van twee klassen zijn de volgende regels aangehouden:

1. Staat er tweemaal 0 (associatie komt niet voor) dan wordt het voor de samengevoegde klasse ook 0.
2. Staat er in minstens één van beide klassen een 1 en geen 2, dan wordt het voor de samengevoegde klasse een 1.
3. Staat er minstens in één van beide klassen een 2 dan wordt het voor de samengevoegde klasse ook een 2.

Per abiotische randvoorwaarde en per klasse is vervolgens het rekenkundig gemiddelde van de associaties per natuurdoeltype berekend. Daarbij is uitgegaan van de relatie tussen associaties en natuurdoeltypen zoals die door EC-LNV is opgesteld. Dit geeft een indicatie van de mate waarin het natuurdoeltype in de klasse voor kan komen. Echter door te middelen is er geen duidelijk onderscheid per natuurdoeltype te maken tussen het natuurdoeltype komt hier nauwelijks voor en slechts een van de associaties komt onder deze omstandigheden voor en de andere niet. Daarom raden wij aan om bij het gebruik van de ranges per natuurdoeltype altijd te kijken naar de ranges van de

onderliggende associaties. Voor opname in het Handboek is niet het bovengenoemde rekenkundige gemiddelde gebruikt. Hiervoor zijn de onderstaande regels aangehouden, waarna de uitkomst is beoordeeld door twee deskundigen.

1. Heeft een of meerdere van de 'vette' associaties een 2 voor een klasse, dan wordt die klasse voor het NDT ook een 2.
2. Is het rekenkundige gemiddelde van de klasse groter dan 1,5, dan wordt die klasse voor het NDT een 2.
3. Heeft een of meerdere van de 'vette' associaties een 1 voor een klasse, dan wordt die klasse voor het NDT ook een 1.
4. Is het rekenkundige gemiddelde van de klasse groter dan 0,5, dan wordt die klasse voor het NDT een 1.

Door de deskundigen is de range, daar waar nodig werd geacht, aangepast. In de op deze CD weergegeven tabellen worden beide schattingen van de ranges van de natuurdoeltypen weergegeven en worden de door de deskundigen veranderde waarden per klasse aangegeven met een ' '.

Voor het samenstellen van de database met gegevens zijn verschillende bronnen gebruikt. Deze bronnen en de eventuele bewerkingen die de gegevens hebben ondergaan worden hieronder per bron beschreven.

Geraadpleegde literatuur

1. Indicatorsoortenboekjes

De gegevens uit de zogenaamde indicatorboekjes zijn zonder vertaling overgenomen. Deze boekjes geven nog geen compleet overzicht. In dit onderzoek is gebruik gemaakt van deel 2 beekdalen ([Jalink & Jansen 1995](#)), deel 3 laagveenmoerassen ([Jalink 1996](#)), deel 4 hoogvenen ([Aggenbach & Jalink 1998](#)) en deel 8 droge duinen ([Aggenbach & Jalink 1999](#)).

2. Vegetatie van Nederland

De delen 2 tot en met 5 van de vegetatie van Nederland ([Schaminée et al. 1995](#), [Schaminée et al. 1996](#), [Schaminée et al. 1998](#) en [Stortelder et al. 1999](#)) zijn gebruikt voor het karakteriseren van de abiotische randvoorwaarden; de beschrijvingen zijn letterlijk overgenomen. Het is echter niet bekend wat de omschrijving precies betekend en wat de grenzen zijn, waardoor een vertaling naar de hier gebruikte klasse grenzen niet goed mogelijk is. Daarnaast gebruiken de verschillende auteurs verschillende omschrijvingen waar (ongeveer) hetzelfde wordt bedoeld. Voor een aantal associaties worden gemeten waarden gegeven, deze zijn ook in de database opgenomen. De meeste van deze gegevens komen uit andere literatuur zonder dat er voor bijvoorbeeld de pH vermeld wordt of het daarbij om metingen gedaan in water, bodem of grondwater gaat. Dit maakt de interpretatie van de gegevens lastig. Bovendien kunnen overlappen ontstaan omdat de gegevens gebaseerd kunnen zijn op metingen die ook in de andere bronnen zijn gebruikt.

3. Ellenberg indicator waarden

Per associatie is een gemiddelde Ellenberg indicator waarde ([Ellenberg 1991](#)) voor de factoren vocht (F), zuurgraad (R), stikstof/ nutriëntenbeschikbaarheid (N) en zoutgehalte (S) bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van de vegetatieopnamen die gebruikt zijn om de associaties in de vegetatie van Nederland te beschrijven (bron: Stephan Hennekens). Per vegetatieopname is een gemiddelde Ellenberg indicator waarde berekend. Vervolgens is per associatie een overall gemiddelde met standaarddeviatie berekend. Daar waar dit alleen per sub-associatie berekend kon worden, omdat de associatie niet beschreven wordt met opnamen, is van de sub-associaties het gemiddelde bepaald.

De gemiddelden en standaarddeviatie voor F zijn omgezet naar respectievelijk gvg voor F waarden beneden 5,93 (volgens [Ertsen 1998](#)) en aantal dagen droogtestress voor F waarden boven 5,93 (volgens [Jansen et al. 2000](#)). De waarden voor R zijn omgezet naar pH volgens [Ertsen et al. \(1998\)](#). De waarden voor S zijn voor waarden boven 1,0 omgezet naar chloride gehalte in bodemvocht (volgens [Ertsen 1998](#)). De gemiddelden voor N zijn niet omgezet omdat hiervoor geen goede vergelijking voor handen is (zie o.a. [Wamelink & van Dobben 1996](#), [Alkemade et al. 1996](#) en [Ertsen 1998](#)).

4. NOV Pleistoceen

De gegevens over het Pleistoceen deel van Nederland uit de NOV-onderzoeken is verkregen uit het rapport van [Aggenbach et al. \(1998\)](#). Hierbij zijn daar waar mogelijk de gemeten waarden overgenomen, daar waar dat niet bekend was de geïnterpreteerde waarden.

5. NOV Holoceen

De gegevens over het Holoceen deel van Nederland zijn overgenomen uit het rapport van [Blokland & Kleijberg \(1997\)](#). Net als voor het Pleistoceen deel zijn daar waar mogelijk de gemeten waarden overgenomen, waar dat niet mogelijk was de geïnterpreteerde waarden.

6. KENNAT

KENNAT is een database dat gegevens bevat over de combinatie van abiotiek en vegetatieopnamen. De vegetatieopnamen zijn met behulp van het programma 'Associa' (Onno van Tongeren, persoonlijke mededeling) toegekend aan een associatie. Per associatie en per abiotische factor is de mediaan en het 95 percentiel van voorkomen berekend ([Sanders et al. 2000](#)). De data uit KENNAT zijn overgenomen uit KENNAT in de hier gebruikte database, zover van toepassing.

Deskundigen oordeel

Op basis van de verzamelde data uit de literatuur en de expertkennis van de opstellers van dit rapport is er per associatie en per abiotische randvoorwaarde een range vastgesteld. Deze is samen met de literatuurgegevens voorgelegd aan 4 deskundigen. Deze deskundigen waren Joop Schaminée (alle vegetaties), Pieter Slim (getijdengebied), Rein de Waal (bossen) en Han van Dobben (alle vegetaties). De deskundigen is gevraagd om aan te geven of ze zich konden vinden in de aangegeven range, waarbij de mogelijkheid werd gegeven om een andere range voor te stellen. De bijgeleverde uitleg en motivatie staan vermeld in [bijlage 1](#). De schattingen voor het getijdengebied zijn door Pieter Slim mede geschat op basis van gegevens uit [Dankers et al. \(1987\)](#)

De uiteindelijke abiotische randvoorwaarden per associatie zijn door Wieger Wamelink als hoofdauteur vastgesteld op basis van het referentenoordeel. De randvoorwaarden, waarvoor het advies van de referenten behoorlijk van elkaar afweek, zijn vastgesteld door een panel bestaande uit Joop Schaminée, Han Runhaar en Wieger Wamelink.

Resultaten

De gegevens uit de literatuur zijn verwerkt in de acces-database handboek.mdb. Ook de beoordeling van de referenten en de uiteindelijke abiotische randvoorwaarden per associatie zijn in deze database opgenomen. [Fig. 4](#) geeft een voorbeeld van de uiteindelijke abiotische randvoorwaarde zoals die weergegeven wordt in de database, [fig. 3](#) geeft een voorbeeld van de overall beoordeling van de referenten en [fig. 2](#) geeft een voorbeeld van het formulier met literatuur gegevens. Van de 973 combinaties van associatie en abiotische randvoorwaarde kon voor 33 (4%) combinaties op basis van de referenten beoordeling geen abiotische randvoorwaarde worden geschat. Deze zijn door het panel behandeld, waarna voor alle 33 combinaties een randvoorwaarde kon worden vastgesteld.

Een voorbeeld van de abiotische randvoorwaarden en de bijbehorende associaties voor natuurdoeltype wordt gegeven in [tabel 12](#). Het complete overzicht staat per abiotische randvoorwaarde in [bijlage 5](#).

Discussie en Conclusies

De abiotische randvoorwaarden zijn geschat door in totaal zes onderzoekers. Gezien het geringe onderlinge verschil en het geringe aantal 'moeilijke gevallen' (slechts 33 van de 973 combinaties van associaties en abiotische randvoorwaarde) kan worden geconcludeerd dat de gevolgde methode van gemeten waarden en literatuurkennis verzamelen met een expert beoordeling tot redelijk eensluidende en betrouwbare schattingen van abiotische randvoorwaarden leidt.

Wanneer de schattingen voor de abiotische randvoorwaarden voor de natuurdoeltypen worden gebruikt raden wij aan om daarbij ook de onderliggende schattingen van de associaties te

betrekken. Hoewel er in veel gevallen een grote overeenkomst bestaat tussen de associaties die het natuurdoeltype vormen, kan een associatie nogal afwijken van de andere associaties. Dit roept de vraag op of zo'n associatie inderdaad een 'uitschieter' is binnen het natuurdoeltype of dat de associatie eigenlijk niet in het natuurdoeltype thuis hoort. Dit probleem is echter grotendeels opgelost door de NDT op basis van de abiotische randvoorwaarden te herzien. Soms omvatten de natuurdoeltypen een vrij groot scala aan samenstellende vegetaties en bijbehorende standplaatsen. Het is voor de ontwikkeling van rijk ontwikkelde vormen van het doeltype gewenst dat de variatie in abiotiek ook daadwerkelijk aanwezig is of tot stand wordt gebracht. Bij het natuurdoeltype 'natte duinvallei' is het bijvoorbeeld wenselijk dat zowel zeer natte, zomers droogvallende plekken als drogere randen aanwezig zijn.

Uit de gemiddeldes per standplaatsklasse per natuurdoeltype is niet eenduidig af te leiden wat de oorzaak is van een lage geschiktheid. Een score lager dan 1,00 kan betekenen dat (a) de betreffende standplaatskenmerken minder geschikt zijn voor het natuurdoeltype, of (b) er binnen het natuurdoeltype maar weinig associaties zijn die bij de betreffende standplaatskenmerken optimaal voorkomen. Dit laatste is vooral bij natuurdoeltypen met veel associaties vaak het geval (zoals het eerder genoemde voorbeeld voor 'natte duinvallei') en komt zeer regelmatig voor. In deze gevallen moeten altijd de onderliggende associatie kenmerken betrokken worden bij het realiseren van een bepaald natuurdoeltype bij natuurontwikkeling. Zou dit niet gebeuren dan kunnen bepaalde associaties onder druk komen te staan hoewel de omstandigheden voor het natuurdoeltype gunstig zijn.

Voor de schatting van de abiotische randvoorwaarden is gebruik gemaakt van Ellenberg indicatorwaarden ([Ellenberg 1991](#)). Behalve voor nutriënten zijn deze waarden omgerekend naar 'werkelijke waarden' door middel van calibratievergelijkingen. Hoewel deze vergelijkingen (zeer) significant zijn laten ze een grote spreiding zien, waardoor er bij de omzetting een fout wordt geïntroduceerd. Deze fout kan zowel een onder- als een overschatting tot gevolg hebben. Voor de interpretatie door de deskundigen is het echter makkelijker om alleen met 'werkelijke waarden' te werken, zoals deze bijvoorbeeld door KENNAT worden gegeven. Daarom is er toch voor gekozen om de Ellenberg waarden om te zetten naar 'werkelijke waarden'.

Ondanks bovengenoemde kantekeningen denken wij dat de gegeven abiotische randvoorwaarden een betrouwbaar beeld geven voor zowel de associaties als de natuurdoeltypen en opgenomen kunnen worden in het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen.

Literatuur

Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink 1998. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en

eutrofiëring van plantengemeenschappen in hoogvenen. Deel 4. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach, C.J.S., M.H. Jalink, A.J.M. Jansen & W. van Boschinga 1998. De gewenste grondwatersituatie voor terrestische vegetatietypen van pleistoceen Nederland. NOV-rapport 3.1. KIWA, Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink 1999. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in droge duinen. Deel 8. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Alkemade, J.R.M., J. Wiertz & J.B. Latour 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieuindicatiegetallen aan werkelijke gemeten bodemfactoren. Rapport 711901016. RIVM, Bilthoven.

Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R. Jansen & P.J. van der Reest 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Blokland, K.A. en R.J.M. Kleijberg 1997. De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen. Holoceen Nederland. Nationaal Onderzoeksprogramma verdroging, rapport 3-2. STOWA-rapport 97-16. RIZA, Lelystad.

Bridgham, S.D., J. Pastor, J.A. Janssens, C. Chapin en Th.J. Malterer 1996. Multiple limiting gradients in peatlands. A call for a new paradigm. *Wetlands* 16: 45-65.

Dankers N., K.S. Dijkstra, G. Londo & P.A. Slim 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. RIN-rapport 87/14. RIN, Texel.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Dull, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (eds) 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Erich Goltze, Gotting.

Ertsen, D 1998. Ecohydrological response modelling. Predicting plant species response to changes in site conditions. Thesis. Universiteit Utrecht.

Jalink, M.H. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen 1996. Deel 3. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen 1995. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Deel 2. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Jansen, P.C., J. Runhaar, J.P.M. Witte & J.C. van Dam 2000. Vochtindicatie van grasvegetaties in relatie tot de vochttoestand van de bodem. Alterra rapport 057. Alterra,

Wageningen.

Koerselman, W., M.W.A. de Haan & A.F.M. Meuleman 1999. Ecohydrologische effectvoorspelling duinen. Standplaatsmellering in NICHE duinen. Kiwa N.V., Nieuwegein.

Ministerie van LNV 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 189-1990, 21149, nrs. 2-3, 's-Gravenhage.

Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. Van der Meijden & R.A.M. Stevers 1987. Een nieuwe indeling in eco-logische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-359.

Runhaar, J., 1989. Toetsing van het ecotopensysteem 2: Rapportage van het veldwerk. CML-mededeling 48b. Centrum voor Milieukunde, Leiden

Runhaar, J., J.P.M. Witte & P.H. Verburg 1997. Ground-water level, moisture supply, and vegetation in The Netherlands. *Wetlands* 17: 528-538.

Runhaar, J., H.L. Boogaard, S.P.J van Delft en S. Weghorst 1999. Natuurgericht Landevaluatie-systeem (NATLES). Rapport 704. Staring Centrum, Wageningen.

Sanders, M.E., H.F. van Dobben, B.W. Raterman, J. Kros & C.M.A. Hendriks 2000. Op weg naar een kennissysteem natuurgerichte randvoorwaarden. Alterra rapport 148, Alterra, Wageningen.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995. De vegetatie van Nederland. Deel 2. Opulus press, Upsala.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3. Opulus press, Upsala.

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1998. De vegetatie van Nederland. Deel 4. Opulus press, Upsala.

Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Opulus press, Upsala.

Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen 1987. Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. *Landschap* 4: 135-150.

Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. Hommel en R.W. de Waal 1998. Broekbossen van Nederland. Natuurhistorische bibliotheek nr. 66. KNNV, Utrecht.

Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of western Netherlands. Thesis, V.U. Amsterdam.

Wamelink, G.W.W. & H.F. van Dobben 1996. Schattingen van de responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenbergs indicatiegetallen. Rapport 233. IBN-DLO, Wageningen.

