



Vlaanderen
is wetenschap

Gunstige abiotische bereiken voor vegetatietypes in Vlaanderen

Hans Van Calster, Nathalie Cools, Luc De Keersmaecker, Luc Denys, Cécile Herr, An Leyssen,
Sam Provoost, Floris Vanderhaeghe, Bart Vandevoorde, Jan Wouters en Maud Raman

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Hans Van Calster, Nathalie Cools, Luc De Keersmaecker, Luc Denys, Cécile Herr, An Leyssen, Sam Provoost, Floris Vanderhaeghe, Bart Vandevoorde, Jan Wouters en Maud Raman
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Jan Wouters, Maud Raman, Cécile Herr

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

maud.raman@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Calster H., Cools N., De Keersmaecker L., Denys L., Herr C., Leyssen A., Provoost S., Vanderhaeghe F., Vandevoorde B., Wouters J. en M. Raman(2019). Gunstige abiotische bereiken voor vegetatietypes in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.19362510

D/2020/3241/289

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (44)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Ketenisseschor, Vilda – Yves Adams

GUNSTIGE ABIOTISCHE BEREIKEN VOOR
NATURA 2000 HABITATTYPES IN VLAANDEREN

Hans Van Calster, Nathalie Cools, Luc De Keersmaeker, Luc Denys, Cécile Herr,
An Leyssen, Sam Provoost, Floris Vanderhaeghe, Bart Vandevoorde, Jan
Wouters en Maud Raman

doi.org/10.21436/inbor.19362510

Dankwoord/Voorwoord

Dit rapport kwam tot stand dankzij de zeer gewaardeerde bijdrage van verschillende INBO medewerkers:

Niko Boone (lezing rapportage), Piet De Becker (lezing rapportage), Geert De Blust (lezing rapportage), Luc De Keersmaeker (bossen), Steven De Saeger (inhoudelijke inbreng), Luc Denys (inhoudelijke inbreng, rapportage, wateren), Cécile Herr (aanpassingen tabellen heide, moerassen en bossen), Maurice Hoffmann (inhoudelijke inbreng), An Leyssen (rapportage, wateren), Els Lommelen (aanpassingen aan het LSVI-package), Gerald Louette (inhoudelijke inbreng), Johan Neiryck (rapportage), Patrik Oosterlynck (inhoudelijke inbreng, input voor het LSVI-package), Desiré Paelinckx (lezing rapportage, inhoudelijke inbreng), Sam Provoost (duinen), Paul Quataert (methode), Maud Raman (coördinatie, methode, vegetatie-analyses, rapportering, binnenlandse duinen, heiden, graslanden, jeneverbesstruwelen), Hans Van Calster (concepten en methoden, berekeningen, rapportering), Janine Van Vessem (lezing rapportage), Bart Vandevoorde (slikken & schorren) en Jan Wouters (databankopbouw, analyses, methode, rapportering, moerassen).

We danken het ANB, en dan met name Gert Van Hoydonck, Katia Nagels, Bernard Van Elegem, Carl De Schepper, Geert Sterckx & Thomas Defoort voor hun inhoudelijke commentaren en inbreng op gedeelten van de rapportage.



Niet-technische samenvatting

Diverse milieudrukken zorgen ervoor dat de beoogde toestand van habitattypes in Vlaanderen in belangrijke mate verhinderd of bedreigd wordt. Ze belemmeren het actieve natuurbeleid bij het realiseren van de gewestelijke natuurdoelen. Om het actieve en passieve natuurbeleid gericht te ondersteunen bij het oplossen van milieuknelpunten voor natuur is er nood aan natuurgerichte milieu-informatie.

De Vlaamse Overheid beschikt momenteel niet over een referentiekader voor de standplaats (=toestand) van Natura 2000 habitattypes in een gunstige staat van instandhouding in Vlaanderen.

In dit rapport bepalen we voor Natura 2000 habitattypes de gunstige abiotische bereiken van milieuv variabelen die gekoppeld kunnen worden aan een milieudruk waarvoor het habitatype gevoelig is. Niet elke milieudruk beïnvloedt elke standplaatsfactor en elk habitat(sub)type, deze invloeden variëren in sterkte, en daarenboven is niet elke standplaatsfactor relevant voor elk habitat(sub)type. De keuze van milieuv variabelen is daarom gebaseerd op kennis over hoe bepaalde milieudrukken zich manifesteren doorheen de verschillende milieucompartimenten (atmosfeer, bodem, grondwater, inundatiewater, oppervlaktewater en waterbodem) en zo de habitattypes beïnvloeden (de milieuverstoringsketen).

De berekening van de gunstige abiotische bereiken baseerden we zoveel mogelijk op eigen data, die zowel afkomstig zijn van afgelopen onderzoeken naar standplaatsvereisten van habitattypes als van specifiek voor dit project (HabNorm) aanvullend ingezamelde veldgegevens. De data die hiervoor in aanmerking kwamen zijn meetwaarden van milieuv variabelen (bv zuurtegraad van de bodem) op plaatsen waar een habitatype zich in een gunstige staat van instandhouding bevindt. Voor de berekening van deze bereiken werden 10% en 90% percentielen ofwel modelmatig geschat (door een 80% predictie-interval te berekenen), ofwel empirisch bepaald, al naargelang de hoeveelheid beschikbare data. Indien voor een milieuv variabele voor een habitatype er onvoldoende veldgegevens beschikbaar waren, werd een beroep gedaan op gepubliceerde literatuur om abiotisch gunstige bereiken te bepalen. Dit kon enkel indien deze publicaties voldoende vergelijkbaar waren voor de situatie in Vlaanderen (voor een bepaalde milieuv variabele en een bepaald habitatype).

Dit rapport herneemt ook eerder gepubliceerde kritische depositiewaarden. Deze werden zonder wijziging overgenomen.

Inhoudstafel

1	Inleiding	9
1.1	Aanleiding	9
1.2	analytisch kader	9
1.2.1	Doelstelling opdracht	10
1.2.2	Bouwsteen 1: Analyse van de vraagzijde	10
1.2.3	Bouwsteen 2: Analyse van de wetenschappelijke basis	10
1.2.4	Bouwsteen 3: Analyse van de aanbodzijde	12
1.2.5	Bouwsteen 4: Analyse van de randvoorwaarden	12
1.2.6	Keuzes	12
1.3	Doelstelling en output	13
1.4	Leeswijzer	14
2	Concepten	15
2.1	Habitatype	15
2.2	Standplaats en standplaatschema	15
2.2.1	Milieu en de standplaats	15
2.2.2	Standplaatschema	16
2.3	Milieudrukken	18
2.4	Milieuverstoringsketen	18
2.5	Gunstige en lokale staat van instandhouding	22
2.6	Een gunstig abiotisch bereik	24
2.7	Kritische depositiewaarden	25
3	Methode	26
3.1	Literatuuronderzoek	26
3.1.1	Beknopt literatuuronderzoek naar milieudrukken	26
3.1.2	Selectie van publicaties	26
3.1.3	Afleiden van een gunstig abiotisch bereik	29
3.2	Empirisch onderzoek	30
3.2.1	Selectie van standplaatsfactoren in relatie tot milieudrukken	30
3.2.2	Bepaling van het gunstig abiotisch bereik	31
3.2.2.1	Gebruikte datasets	31
3.2.2.2	Berekening biotische kwaliteitsindex	31
3.2.2.3	Berekening van onder- en bovengrenzen van het gunstig abiotisch bereik	33
3.3	Status van een gunstig abiotisch bereik	34
4	KRW-richtwaarden versus een gunstig abiotisch bereik	36
4.1	KRW/DIW-richtwaarden voor stilstaande wateren	36
4.2	KRW/DIW-richtwaarden voor stromende wateren	37
4.3	Relatie N2000-habitattypes en KRW/DIW-watertypes	37
4.4	Integratie normen KRW/DIW - N2000	39
5	Bepaling van kritische N-depositiewaarden	44
5.1	Bepaling van kritische depositiewaarden	44
5.2	Kritische lasten per habitatype	44
5.3	Bijkomende aanpassingen	46
6	Gunstige abiotische bereiken per habitatype	48
6.1	Kust en zilte habitats	48
6.2	Kustduinen p.p. (semi)terrestrische vegetaties	60
6.3	Binnenlandse duinen	68
6.4	Zoete wateren	71
6.5	Heiden	85
6.6	Thermofiel struikgewas	90
6.7	(Half-)natuurlijke graslanden	94
6.8	Venen en moerassen	108

6.9	Bossen	123
	Bijlage 1: MILIEUDRUKKEN.....	148
	Bijlage 2: Gevoeligheid voor milieudrukken	151
	Bijlage 3: Selectie van standplaatsfactoren en milieuv variabelen.....	153
	Bijlage 4: Overzichtslijst met milieuv variabelen	162
	bijlage 5: FlaVen opgebouwd uit grote gecombineerde INBO-datasets.....	164
	Bijlage 6: Deelstudies	166



Lijst van figuren

- Figuur 1: Structuur van het conceptueel systeemschema van de standplaats. Van links naar rechts drie waterhuishoudingsklassen, die tevens drie types van standplaatsen vertegenwoordigen: 1. droog tot vochtig, 2. tijdelijk tot permanent nat, 3. oppervlaktewater. De vakjes zelf stellen de milieucompartimenten voor. In een uitgewerkt systeemschema worden in elk compartiment de voor vegetatie (meest) relevante standplaatsfactoren weergegeven, waarbij de meer distale factoren cursief gedrukt zijn (Vanderhaeghe & Herr 2017). 17
- Figuur 2: Legende die aan het systeemschema wordt toegevoegd. Er worden verschillende categorieën onderscheiden op basis van het effect van de milieudruk op de standplaatsfactor, de nabijheid van de standplaatsfactor ten aanzien van de milieudruk en de richting waarin de waarde van de standplaatsfactor evolueert (Vanderhaeghe & Herr 2017). 17
- Figuur 3: Voorstelling van de milieuverstoringsketen met verschillende types van standplaatsfactoren, voorgesteld als bolletjes. De invloed van een milieudruk ter hoogte van de standplaats is voorgesteld als een zich vertakkende cascade van effectrelaties (paarse pijlen in S). De tabel geeft centraal (grijze vakken) de verschillende mogelijke types van standplaatsfactoren weer. De verschillende kenmerken worden aan de boven-, rechter- en onderzijde verklaard, met aanduiding van het overeenkomstige symbool (Vanderhaeghe & Herr 2017). 21
- Figuur 4: Een milieuverstoringsketen (van links naar rechts) vertakt zich doorheen milieucompartimenten (generieke voorstelling) (Vanderhaeghe *et al.* 2017). 22
- Figuur 5: Schematische aanduiding van gunstig abiotisch bereik op een denkbeeldige as van een abiotisch kwaliteitscriterium van een habitatype. 24
- Figuur 6: **A:** Een geïdealiseerde respons van een biotische kwaliteitsindex ten aanzien van een milieuvariabele. Een waarde ≥ 0 en < 0 is respectievelijk biotisch gunstig (groene kleur) en ongunstig (rode kleur). **B:** Densiteitsplot voor de waarden van de milieuvariabele waarvoor de biotische kwaliteitsindex gunstig is. 25
- Figuur 7: Formulier voor het invoeren van beschrijvende statistische parameters voor milieuv variabelen (gemiddelde + standaardafwijking, percentielwaarden, min/max) onttrokken aan publicaties in de Access databank. 27
- Figuur 8: Kaart met aanduiding van de biogeografische regio's in Europa (Eionet, European Topic Centre on Biological Diversity). 28
- Figuur 9: Gesteld dat een habitatsubtype uit drie vegetatietypes bestaat. In geval van A liggen de gunstige bereiken voor pH voor de verschillende vegetatietypes dicht bij elkaar en wordt de doorsnede van deze bereiken genomen als gunstig abiotisch bereik. In geval van B worden voor VT1 en VT2 de doorsnede genomen en worden het gunstig abiotisch bereik voor VT3 apart weergegeven. VT=vegetatietype. 29
- Figuur 10: de relatie tussen 'ongewenste verschijnselen' in meren tengevolge van verhoogde fytoplanktonbiomassa door eutrofiëring, de ecologische kwaliteit (naar Poikane *et al.* 2014, gewijzigd) en een duurzame lokale staat van instandhouding van habitatypes uit stilstaand water. A en B zijn twee habitatypes die in het watertype kunnen voorkomen, B' en B'' zijn twee habitatsubtypes met verschillende abiotische vereisten. 42

Lijst van foto's

Foto 1: Twee habitattypes aan elkaar grenzend. Op de voorgrond habitatype 1310_zk (Eenjarige pioniersvegetaties van slik en zandgebieden met <i>Salicornia</i> -soorten en andere zoutminnende planten, buitendijkse variant) en op de achtergrond habitatype 1320 (Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>)) (Bart Vandevoorde).	48
Foto 2: Duinvallei in de Westhoek, De Panne (Sam Provoost).	60
Foto 3: Stuiфдуinen in de Kalmthoutse heide (Steven De Saeger).	68
Foto 4: Habitatype 3130 in Tommelen te Hasselt (Jo Packet)	71
Foto 5: Heidevegetatie in de Liereman (Floris Vanderhaeghe).	85
Foto 6: Jeneverbesstruweel te Heiderbos te As (Valérie Goethals)	90
Foto 7: Blauwgrasland in Dommelvallei (Maud Raman).	94
Foto 8: Oligotroof overgangsveen in de Teut (Jan Wouters).	108
Foto 9: Oud eikenbos (9190) in het bosreservaat Sevendonck (Luc De Keersmaker).	123

Lijst van tabellen

Tabel 1: Status voor abiotische bereiken. Een meer donkere groene kleur wijst op minder onzekerheden en betere toepasbaarheid in Vlaanderen.	35
Tabel 2: Meertypes sensu KRW/DIW.	36
Tabel 3: Waterlooptypes sensu KRW/DIW.	37
Tabel 4: Potentiële verdeling van aquatische habitattypes over de Vlaamse watertypes (deels naar Denys 2009). Een suboptimaal voorkomen is aangegeven met een kleiner symbool. Het habitatsubtype 2190A kan de verschijningsvorm van al de habitattypes tussen haakjes vertonen (louter theoretisch wat habitatype 3110 betreft), maar is hier niet toe beperkt.	38
Tabel 5: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1310_pol.	50
Tabel 6: Abiotische bereiken voor habitatsubtype habitatsubtype 1310_zk.	52
Tabel 7: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1310_zv.	53
Tabel 8: Abiotische bereiken voor habitatype 1320.	55
Tabel 9: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1330_da.	58
Tabel 10: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1330_hpr.	59
Tabel 11: Abiotische bereiken voor habitatype stuifduin (2120).	61
Tabel 12: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2130_had.	63
Tabel 13: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2130_hd.	63
Tabel 14: Trofie-range voor duinvalleien gehanteerd in Niche-duinen (Koerselman <i>et al.</i> 1999).	65
Tabel 15: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2190.	67
Tabel 16: Abiotische bereiken voor het habitatype 2310.	70
Tabel 17: Abiotische bereiken voor het habitatype 2330.	70
Tabel 18: Abiotische bereiken voor habitatype 2190 partim aquatisch facies (2190A). * Met zachtwatersoorten, ontkalkt substraat; ** zonder zachtwatersoorten, op kalkhoudend substraat.	74
Tabel 19: Abiotische bereiken voor habitatype 3110. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).	75
Tabel 20: Abiotische bereiken voor habitatype 3130 <i>Littorellion</i> (3130 aom). * Op veen is een lagere waarde waarschijnlijk; ** enkel relevant bij periodieke inundatie. *** verkennende analyse van eigen data laat een lagere waarde vermoeden. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).	77
Tabel 21: Abiotische bereiken voor habitatype 3130 <i>Nanocyperion</i> (3130 na). In italic indien afwijkend t.o.v. BVR (2010).	79

Tabel 22: Abiotische bereiken voor habitatype 3140. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).	80
Tabel 23: Abiotische bereiken voor habitatype 3150. * Op veen is een lagere waarde waarschijnlijk. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).	81
Tabel 24: Abiotische bereiken voor habitatype 3160.	82
Tabel 25: Abiotische bereiken voor habitatype 3260. ¹ subtype met sterrekrozen en fonteinkruiden; ² subtype met waterranonkels. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).	83
Tabel 26: Abiotische bereiken voor het habitatype 4010.	87
Tabel 27: Abiotische bereiken voor het habitatype 4030.	89
Tabel 28: Abiotische bereiken voor het habitatype 5130.	93
Tabel 29: Abiotische bereiken voor het habitat(sub)type 6120	94
Tabel 30: Abiotische bereiken voor het habitat(sub)type 6210.	96
Tabel 31: Abiotische bereiken voor het habitatype 6230.	99
Tabel 32: abiotische grenswaarden voor het habitatype 6410.	102
Tabel 33: Abiotische bereiken voor het habitatype 6430.	104
Tabel 34: Abiotische bereiken voor het habitatype 6510.	107
Tabel 35: Abiotische bereiken voor het habitatype 7110.	110
Tabel 36: Abiotische bereiken voor het habitatype 7140	113
Tabel 37: Abiotische bereiken voor het habitatype 7150	116
Tabel 38: Abiotische bereiken voor het habitatype 7210	118
Tabel 39: Abiotische bereiken voor het habitatype 7220	120
Tabel 40: Abiotische bereiken voor het habitatype 7230.	122
Tabel 41: Abiotische bereiken voor het habitatype 9120.	124
Tabel 42: Abiotische bereiken voor het habitatype 9130.	125
Tabel 43: Abiotische bereiken voor het habitatype 9160.	125
Tabel 44: Abiotische bereiken voor het habitatype 9190.	126
Tabel 45: Abiotische bereiken voor het habitatype 91E0.	128



1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Het natuurlijk milieu is een belangrijke sleutel voor het bereiken van natuurdoelstellingen of bij het vrijwaren van bestaande natuurwaarden. Zo spelen kenmerken van oppervlaktewater, bodem, grondwater en lucht een grote rol bij de kansen voor ontwikkeling of behoud van een levensgemeenschap (Vanderhaeghe *et al.* 2019).

Bij de opmaak van het implementatieplan voor het IHD-beleid heeft het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) een aantal informatie-, kennis- en monitoringnoden geïdentificeerd met betrekking tot de milieukwaliteit en de milieudrukken in de Vlaamse Natura 2000 -gebieden. De informatienoden (vraagzijde) met betrekking tot het natuurlijk milieu zijn drievoudig:

- kwantitatieve informatie op Vlaams niveau omtrent de drukken en bedreigingen waar habitattypes aan blootgesteld zijn en de mate waarin die drukken bepalend zijn voor de gerealiseerde staat van instandhouding;
- kwantitatieve informatie op gebiedsniveau in functie van de passende beoordeling en het nemen en opvolgen van gebiedsspecifieke brongerichte maatregelen;
- informatie over de lokale milieutoestand in het kader van planning, dimensionering en opvolging natuurherstel en -beheer.

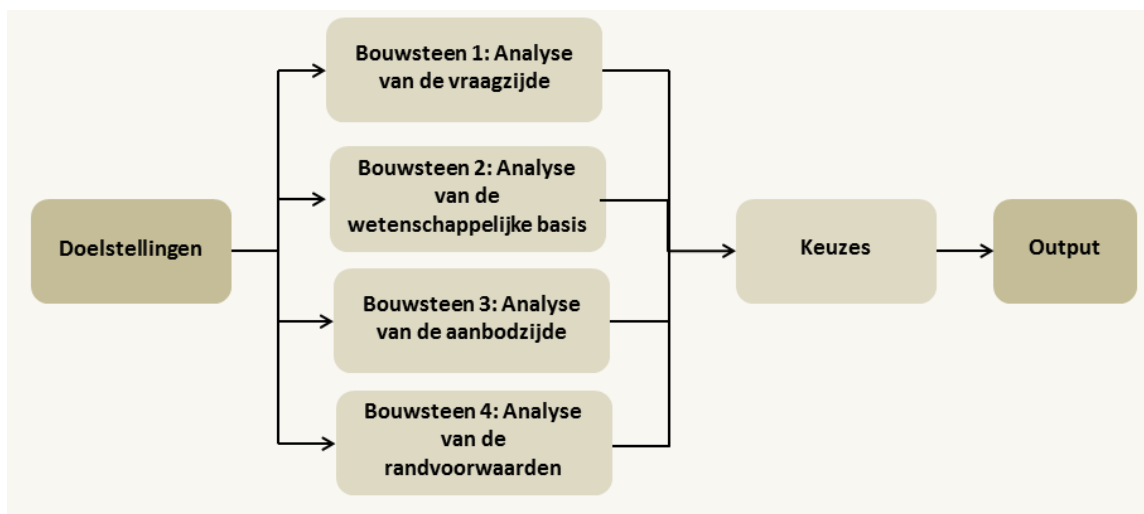
Om een antwoord te bieden aan de informatienood voor abiotiek op Vlaams niveau heeft het INBO het ontwerp en implementatie van meetnetten natuurlijk milieu (MNM) expliciet als taak opgenomen. Deze meetnetten beogen om systematisch en over lange termijn informatie te verschaffen over het abiotische milieu van minstens de Europees beschermde natuurtypes in Vlaanderen (Vanderhaeghe *et al.* 2019).

Complementair aan deze meetnetten natuurlijk milieu werd door ANB aan het INBO gevraagd om een referentiekader uit te bouwen voor de duurzame instandhouding van Natura 2000-habitat(sub)types in Vlaanderen. Dit project –HabNorm genoemd- heeft een looptijd van 4 jaar (looptijd 2015-2020). Enerzijds wordt een reeks rapporten opgemaakt handelend over 1 habitatype met focus op de definitie en vereisten voor het voorkomen ervan. Anderzijds worden specifieke vereisten geformuleerd voor een gunstige staat van instandhouding in relatie tot de voornaamste milieudrukken. Dit laatste is het onderwerp van dit rapport.

1.2 ANALYTISCH KADER

In dit hoofdstuk worden de informatiebehoeften van deze opdracht nader in kaart gebracht. Op basis van de noden van de opdrachtgever, wetenschappelijke context, beschikbare data en verdere randvoorwaarden wordt bekeken welke prioritaire vragen beantwoord kunnen worden, welk type gegevensinzameling uitgevoerd kan worden en welke output we hiermee kunnen realiseren. We baseren ons hiervoor op de leidraad voor ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid (Wouters *et al.* 2008).





Figuur 1: Schematische weergave van de verschillende stappen van het analytisch kader die beschouwd worden voor aanvang van de opdracht.

1.2.1 Doelstelling opdracht

Diverse milieudrukken zorgen ervoor dat de beoogde toestand van habitattypes in Vlaanderen in belangrijke mate verhinderd of bedreigd wordt. Ze belemmeren het actieve natuurbeleid bij het realiseren van de gewestelijke natuurdoelen. Om het actieve en passieve natuurbeleid gericht te ondersteunen bij het oplossen van milieuknelpunten voor natuur is er nood aan natuurgerichte milieu-informatie.

De Vlaamse Overheid beschikt momenteel niet over een referentiekader voor de standplaats (=toestand) van Natura 2000 habitattypes in een gunstige staat van instandhouding in Vlaanderen.

1.2.2 Bouwsteen 1: Analyse van de vraagzijde

- De opdrachtgever beoogt informatie te krijgen over de toestand van habitattypes in een gunstige staat van instandhouding in Vlaanderen in relatie tot milieudrukken (verzuring, vermessing, verdroging, ...): bodemkenmerken, grondwaterkarakteristieken, oppervlaktewaterkarakteristieken, ...
- Het rapport moet een overzicht bieden van alle habitattypes die in Vlaanderen voorkomen.
- De opdrachtgever is vooral geïnteresseerd in habitattypes die gevoelig zijn voor verschillende milieudrukken
- Beleidsmakers en beheerders willen de huidige standplaatscondities van beschermde natuur in Vlaanderen kunnen aftoetsen aan referentiecondities in actief (maatregelen) en passief (preventief) beleid om zo het milieugerichte instandhoudingsbeleid te ondersteunen.

1.2.3 Bouwsteen 2: Analyse van de wetenschappelijke basis

- Een habitatype is een door de Europese Commissie gebruikte (vegetatiekundige) eenheid in de Habitatrichtlijn. Het omvat een levensgemeenschap van planten en dieren (land- of waterzone) met bijzondere geografische, abiotische en biotische

kenmerken, die zowel geheel natuurlijk als halfnatuurlijk kunnen zijn en die op Europees niveau worden beschermd. In Vlaanderen gaat het om 48 habitattypes.

- Onderzoek naar standplaatscondities van een habitatype in Vlaanderen vereist voldoende steekproefpunten zo gekozen dat ze voor elk van de standplaatsfactoren een zo breed mogelijk bereik van waarden omvatten.
- Een aantal habitattypes komen zeer beperkt voor in Vlaanderen. Dit vereist een zeer gerichte bemonstering op basis van gekende locaties.
- Als geen experimenteel onderzoek wordt opgestart kunnen er geen oorzaak-gevolg relaties gelegd worden tussen de milieudruk en de staat van instandhouding van het habitatype.
- Behalve het milieu zijn ook andere factoren belangrijk voor de staat van instandhouding, zoals de historiek, de biologische processen (van populaties en levensgemeenschap) en het natuurbeheer.
- Heel wat abiotische kenmerken zijn met elkaar gecorreleerd en oefenen in wisselende mate een effect uit op de habitat. We geven hier ter illustratie enkele voorbeelden.
 - Er bestaat een verband tussen soortenrijkdom van stilstaande wateren en hun grootte, zodat een studie gericht op grotere meren wellicht een hoger aantal sleutelsoorten bij een bepaalde abiotische waarde oplevert dan een studie die enkel kleine poelen beschouwt. Het is veelal onmogelijk om nauwkeurig in te schatten hoe dergelijke verschillen de toepasbaarheid van elders gegenereerde waarden beïnvloeden.
 - Sommige habitattypes worden beschouwd als grondwaterafhankelijk, hoewel ze verzuringsgevoelig zijn. Op de meeste plaatsen zijn deze inderdaad op hogere grondwaterstanden aangewezen omdat zuurneutraliserende stoffen via het grondwater aangevoerd worden. Lokale omstandigheden (bijv. aanwezigheid van kalk, kleilaagjes in de bodem) kunnen echter ook in de nodige buffering voorzien.
 - Ook het omgekeerde is mogelijk: sommige habitattypes staan bekend als verzuringsgevoelig, terwijl ze vooral afhankelijk zijn van grondwaterinvloed. Dit is te verklaren omdat op vele plaatsen het grondwater mineraalrijk is. Echter op plaatsen met mineraalarm grondwater kan het type evenzeer goed tot ontwikkeling komen.

Om dergelijke problemen in de mate van het mogelijke te vermijden is in principe een inschatting van de lokale vereisten van een habitatype in zijn lokale verschijningsvorm op basis van de specifieke kenmerken te verkiezen. Ook dan blijft het modelmatig goed kwantificeren van specifieke vereisten, vooral voor kleinere systemen, zeer moeilijk en veel van de hiervoor nodige basisinformatie kan enkel op projectniveau worden verkregen.

Processen die afhankelijk zijn van relatieve wijzigingen in de toestand van milieuv variabelen, kunnen niet voldoende beoordeeld worden indien één toestand beschouwd wordt. Een illustratief voorbeeld is de mineralisatie/afbraak van organisch materiaal. Bij een lagere grondwaterstand en hoger zuurstofaanbod wordt meer organisch materiaal afgebroken. Het is vooral de grootte van de wijziging van de grondwaterstand, eerder dan de absolute grondwaterstanden die bepaalt hoeveel organische stof er voor afbraak beschikbaar is. Bij de afbraak van het organisch materiaal komen voedingsstoffen vrij die kunnen leiden tot eutrofiëring.



- Met uitzondering van de kritische lasten voor N-depositie hebben de abiotische bereiken betrekking op meetvariabelen die niet de intensiteit van de druk zelf weergeven, maar een resulterende milieutoestand. Doorgaans zijn dit concentraties van stoffen. Het gebruik van maten voor belasting (bijv. fosforbelasting in kg/ha in plaats van fosfor als een orthofosfaat- of totaalfosforconcentratie in de waterkolom) zou een meer correcte weergave van een druk op een aquatisch systeem geven, maar is in Vlaanderen momenteel maar zelden goed te schetsen, in het bijzonder voor stilstaande wateren.
- De respons van een habitat op een milieudruk is vaak (zeer) traag, zodat een lange-termijn monitoring van de relatie habitat-abiotiek noodzakelijk kan zijn om de relatie tussen een milieudruk en het effect ervan op de vegetatie te bepalen. Een voorbeeld hiervan zijn de lange-termijn effecten van verzuring in Meerdaalwoud, onder invloed van relatief lage deposities (zie H7-bossen).

1.2.4 **Bouwsteen 3: Analyse van de aanbodzijde**

- In lopend standplaatsonderzoek en andere projecten zijn standplaatsgegevens beschikbaar ter hoogte van vegetatieproefvlakken (meestal 3 op 3 m). Hierbij zijn slechts een aantal habitattypes onderzocht. Afhankelijk van het project werd de bemonstering in Vlaanderen of in een specifiek gebied uitgevoerd. Een deel van die gegevens zijn reeds ingevoerd in databanken van het INBO: Watina (grondwatergegevens), INBODEM (bodemgegevens), INBOVEG (vegetatiegegevens). Standplaatsgegevens betreffen bodem-, grondwater of oppervlaktewaterkarakteristieken. De luchtkwaliteit werd nooit opgemeten. We hebben ook nauwelijks gegevens voor overstromingskarakteristieken.
- De Habitatkaart is de enige gebiedsdekkende inventarisatie van de Vlaamse habitattypes die beschikbaar is. Deze kan eventueel aangewend worden als basis voor een gestratificeerde selectie van de steekproefpunten (= nieuw te bemonsteren locaties).

1.2.5 **Bouwsteen 4: Analyse van de randvoorwaarden**

- De initiële vraag moest een eindproduct opleveren tegen 2015. We hadden een ontwikkeltermijn van 1 jaar. Dit product is ondertussen samen met een recenter rapport geëvalueerd door een wetenschappelijke toetsingscommissie (WTC). Op basis van beide producten heeft het beleid gevraagd een vernieuwde overzichtsrapportage te maken. Hiervoor hadden we een paar maanden ontwikkeltijd.
- Het huidige project HabNorm dat op basis van bovengestelde beleidsvragen is opgestart in 2015 loopt af in 2020.
- Afgebakende jaarlijkse inzet en middelen.

1.2.6 **Keuzes**

- Er wordt informatie beoogd over habitattypes. Vegetatie wordt primair beïnvloed door de milieukwaliteit op de lokale schaal (schaal van de standplaats) en daarmee ook de ontwikkelingskansen en de staat van instandhouding. Dit maakt dat we ons zullen richten op de vegetatie. Mede omdat een abiotisch beoordelingskader voor mobiele soorten moeilijk te bepalen is en omdat we dit onderzoek uitvoeren in het kader van een project (HabNorm) beperkt onderzoekstermijn moeten keuzen gemaakt worden en worden soorten niet meegenomen in ons onderzoek.
- Slechts een selectie van habitattypes zijn het voorwerp van ons onderzoek (beperkte projecttermijn). De selectie houdt rekening met:

////////////////////////////////////

- gevoeligheid voor milieudrukken
- beschikbaarheid van data
- belang voor Europa
- oppervlakte in Vlaanderen
- We richten ons op milieufactoren die meetbaar zijn op de standplaatschaal (standplaatsfactoren).
- Het schaalniveau van uitspraken is het Vlaamse Gewest. Dit sluit aan bij:
 - de instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd voor het Vlaams Gewest
 - meetnetten van het Vlaamse milieubeleid als Meetnetten Natuurlijk Milieu (MNM) die worden ontworpen op het Vlaamse schaalniveau
 - voorspellingsmodellen ontworpen op het Vlaamse schaalniveau
- Gezien er antwoorden op eerder korte termijn verwacht worden en gezien de beperkte projectduur is onderzoek op lange termijn hier geen optie. En dienen we zoveel mogelijk gebruik te maken van bestaande data.
- We richten ons in eerste instantie op een referentiekader voor de gunstige toestand van het milieu, omdat het milieu ook een rol speelt bij de bepaling van de staat van instandhouding. Eerder onderzoek wijst uit dat een ongunstige milieukwaliteit, ten gevolge van bepaalde drukken op het milieu, dient te worden verholpen opdat de G-IHD (een gunstige SVI) bereikt kunnen worden.
- Multivariaat onderzoek is om praktische en methodologische redenen niet haalbaar. De gunstige abiotische bereiken zijn univariaat afgeleid. Het is hierbij mogelijk dat de afgeleide bereiken niet op alle plaatsen en onder alle omstandigheden van toepassing zijn. Dit werd in de mate van het mogelijke opgevangen door een kritische vergelijking met cijfermateriaal uit de literatuur, voor zover beschikbaar. Het is van belang om hiermee rekening te houden in het verdere implementatietraject.
- Dit referentiekader ondersteunt zowel het actieve (maatregelen)beleid als het passieve (preventieve) beleid op gewestelijk niveau. Beide beleidslijnen staan immers in het teken van het bereiken van de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen.

1.3 DOELSTELLING EN OUTPUT

Dit rapport heeft als doel om:

- **concepten en methoden te beschrijven** die aan de basis liggen van de bepaling van noodzakelijke bodem- of grondwatercondities. Dit zijn voorwaarden waaraan voldaan moet zijn opdat de abiotiek niet limiterend is voor een gunstige biotische ontwikkeling van het habitattype. Als eindresultaat presenteren we gunstige abiotische bereiken: globale meetbereiken van milieuv variabelen waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren op lokaal niveau.
- **gunstige abiotische bereiken te bepalen** voor habitattypes.

Het betreft een overzichtsrapportage van gunstige abiotische bereiken voor kwaliteitsbepalende milieuv variabelen voor habitattypes in Vlaanderen. Het omvat een literatuuronderzoek dat is uitgevoerd in 2014-2015 en empirisch¹ onderzoek gebruik makend van INBO-standplaatsdata.

¹ onderzoek waarbij directe, eigen waarnemingen gebruikt worden



1.4 LEESWIJZER

In het volgende hoofdstuk wordt de lezer vertrouwd gemaakt met enkele concepten en cruciale begrippen die doorheen het gehele document veelvuldig worden gebruikt. Verder in dit document worden geen definities meer gegeven. Hiervoor wordt verwezen naar de verklarende begrippenlijst in Raman *et al.* 2019.

Vervolgens (hoofdstuk 3) wordt beschreven hoe een gunstig abiotisch bereik wordt bepaald op basis van literatuuronderzoek of empirisch onderzoek gebruik makend van datasets.

In hoofdstuk 4 wordt nader ingegaan op de relatie met de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en het gebruik van de richtwaarden uit deze richtlijn.

Hoofdstuk 5 omschrijft de onderbouwing voor de set N-depositiewaarden die in Vlaanderen zal worden gebruikt.

In hoofdstuk 6 geven we -waar mogelijk- voor elk habitatype een gunstig bereik voor milieuv variabelen die gekoppeld kunnen worden aan een milieudruk waarvoor het habitatype gevoelig is.



voor deze variabele vastgelegd. De gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) is een voorbeeld van een berekende milieuvariabele die gerelateerd kan worden aan de standplaatsfactor 'waterpeil', te situeren in de ondiepe zone van het grondwatercompartiment. Er wordt eenduidig bepaald hoe deze variabele wordt berekend, welke meetwaarden worden gebruikt en in welke tijdsspanne ze gemeten zijn. Met behulp van concrete protocols (bemonstering, meting, analyse) en afspraken kan een milieuvariabele op een herhaalbare manier bepaald worden.

Met één milieufactor of standplaatsfactor hangen dus typisch meerdere milieuv variabelen samen. Zo hangen zowel de hoogste, laagste, gemiddelde en voorjaarsgrondwaterstand samen met de standplaatsfactor 'waterpeil'. Elk van die variabelen wordt op een aparte manier berekend.

Aan de hand van meerdere standplaatsfactoren en milieuv variabelen wordt de standplaats van een habitattype of RBB gekarakteriseerd. De set standplaatsfactoren die de standplaats van het habitattype kenmerkt worden ook **standplaatscondities** of **standplaatsvereisten** genoemd. Het zijn noodzakelijke voorwaarden opdat een type zou worden aangetroffen. Deze standplaatsfactoren zijn sturend voor het voorkomen van een habitattype.

De standplaats van een habitattype is een onderdeel van zijn ruimere omgeving. Allerlei processen op verschillende schaalniveaus beïnvloeden de standplaats van een soort. Zo is in klimatologisch en geologisch homogene gebieden het waterpeil een belangrijke sturende standplaatsfactor voor het voorkomen van grondwaterafhankelijke vegetaties. De grondwaterstroming wordt op zijn beurt bepaald door reliëf en geologische gesteldheid.

Voor meer informatie over standplaatsfactoren in relatie tot biotische factoren en voor factoren op verschillende schaalniveaus wordt verwezen naar Raman *et al.* 2019 (sectie 2.7).

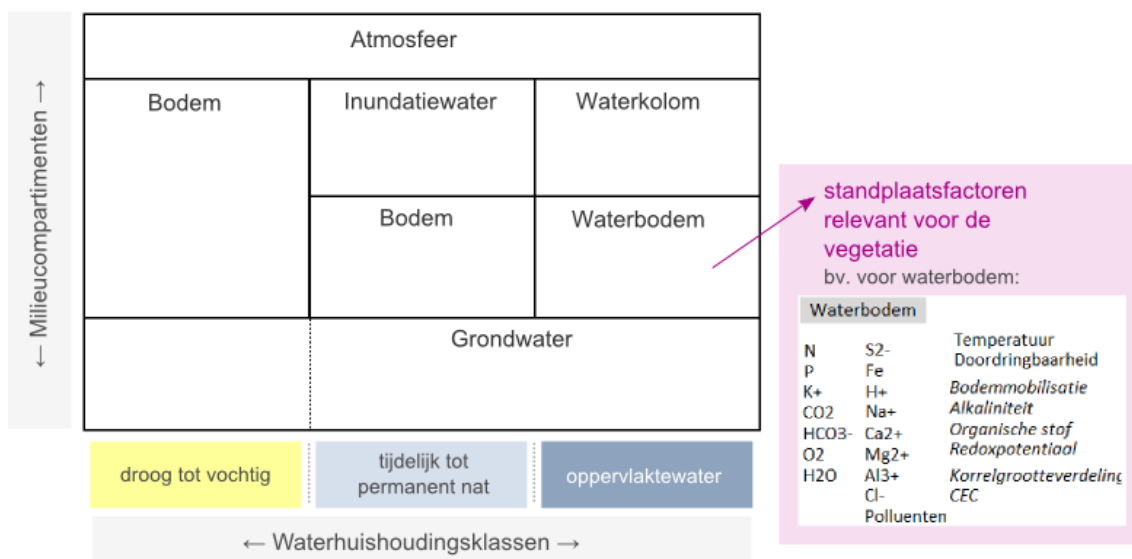
2.2.2 Standplaatsschema

Om de keuze van relevante standplaatsfactoren (en in een tweede fase van milieuv variabelen²) in relatie tot milieudrukken te ondersteunen wordt een beroep gedaan op een conceptueel systeemschema van de standplaats dat de fysische en chemische karakteristieken weergeeft van de toestand van de standplaats.

In het conceptueel systeemschema (Figuur 1) worden zeven milieucompartimenten van een standplaats onderscheiden. Het betreft atmosfeer, bodem, grondwater, inundatiewater, oppervlaktewater en waterbodem. In het systeemschema worden ook drie vochtclassen gedefinieerd: droog tot vochtig, tijdelijk tot permanent nat en oppervlaktewater. Elk van de milieucompartimenten staat in relatie met een bepaalde vochtklasse, behalve de atmosfeer.

² Een variabele waarvan de bepaling / berekening eenduidig vastligt, met inbegrip van het tijdsinterval waarvoor één waarde geldt en met inbegrip van alle aspecten van de meettechniek en desgevallend monsternamen en –bewaring. Met één milieufactor of standplaatsfactor hangen dus typisch meerdere milieuv variabelen samen, waaruit gekozen kan worden.





Figuur 1: Structuur van het conceptueel systeemschema van de standplaats. Van links naar rechts drie waterhuishoudingsklassen, die tevens drie types van standplaatsen vertegenwoordigen: 1. droog tot vochtig, 2. tijdelijk tot permanent nat, 3. oppervlaktewater. De vakjes zelf stellen de milieucompartimenten voor. In een uitgewerkt systeemschema worden in elk compartiment de voor vegetatie (meest) relevante standplaatsfactoren weergegeven, waarbij de meer distale factoren cursief gedrukt zijn (Vanderhaeghe & Herr 2017).

In het systeemschema worden in eerste instantie standplaatsfactoren -dit zijn milieufactoren op de schaal van een standplaats- meegenomen die een rechtstreekse invloed op de vegetatie kunnen uitoefenen: elementen die opgenomen worden door de plant, verbindingen die toxisch kunnen zijn of 'krachten' die een fysieke invloed kunnen hebben op de plant. Daarnaast wordt ook een selectie van indirecte standplaatsfactoren toegevoegd die op de 'resources' en directe factoren inwerken (bv. die de oplosbaarheid van toxische stoffen of de beschikbaarheid van nutriënten kunnen beïnvloeden).

De effecten van een toestandsverandering (door een milieudruk) zijn als extra laag (door middel van kleurgebruik) aan het systeemschema toegevoegd. Op die manier wordt gedifferentieerd welke factoren (meer of minder) gevoelig zijn aan de respectievelijke milieudrukken. Ook de richting waarin de waarde van de factor bij toenemende milieudruk evolueert (waarde van de variabele stijgt, daalt, of kan zowel stijgen als dalen volgens de plaatselijke condities en de aard van de milieudruk) wordt door middel van kleurgebruik in het systeemschema aangeduid (Vanderhaeghe & Herr 2017) (Figuur 2).

-2	Waarde van de standplaatsfactor daalt bij toenemende milieudruk (rechtstreekse invloed)
-1	Waarde van de standplaatsfactor daalt bij toenemende milieudruk (onrechtstreekse invloed)
0	Involed mogelijk, richting onbekend of variabel
1	Waarde van de standplaatsfactor stijgt bij toenemende milieudruk (onrechtstreekse invloed)
2	Waarde van de standplaatsfactor stijgt bij toenemende milieudruk (rechtstreekse invloed)
-	Geen invloed

Figuur 2: Legende die aan het systeemschema wordt toegevoegd. Er worden verschillende categorieën onderscheiden op basis van het effect van de milieudruk op de standplaatsfactor, de nabijheid van de standplaatsfactor ten aanzien van de milieudruk en de richting waarin de waarde van de standplaatsfactor evolueert (Vanderhaeghe & Herr 2017).

Voor meer informatie wordt verwezen naar (Vanderhaeghe & Herr 2017).

2.3 MILIEUDRUKKEN

Wijzigingen van milieufactoren kunnen van natuurlijke of antropogene oorsprong zijn. Ze blijven zelden zonder gevolg in het natuurlijk milieu: de wijziging in één milieufactor veroorzaakt wijzigingen in een andere milieufactor, die op zijn beurt wijzigingen veroorzaakt in nog een andere milieufactor, enzovoort. Dit gebeurt als een cascade van oorzaak-gevolgrelaties, die we een **procesketen** noemen. Een 'proces' is immers niets anders dan een verandering van de toestand. Een procesketen kan zich ook vertakken wanneer de wijziging in één milieufactor meerdere andere milieufactoren beïnvloedt. Milieufactoren die direct na elkaar volgen in een procesketen, zijn typisch meer met elkaar gecorreleerd dan milieufactoren die verder uit elkaar staan.

Een **milieudruk** is een antropogene wijziging van een milieufactor, als onmiddellijk gevolg van een maatschappelijk proces (als landbouw, verkeer, industrie, ...), en oefent een (vaak onrechtstreekse) negatieve invloed uit op natuur. Voorbeelden zijn verzuring via de lucht, eutrofiëring via het grondwater, toename overstromingsduur of -frequentie, ... Naast de aanwezigheid van een milieudruk is eveneens de aard, de intensiteit en de tijdsduur van een milieudruk van belang. Voor zover de milieudruk ontstaat buiten de standplaats van interesse, rekenen we de procesketen buiten de standplaats tot de milieudruk.

In de context van milieuvergunningen bestaat er reeds een classificatie van effectgroepen en effectsubgroepen. In dit project hanteren we een uitgebreidere lijst (zie bijlage 1) om de milieuproblemen die Vlaamse habitattypes ondervinden vollediger af te dekken en om relaties naar erdoor beïnvloede standplaatsfactoren eenduidiger te kunnen bepalen. Deze effect(sub)groepen worden verder in de projecten als milieudrukken benoemd.

We merken op dat het bredere begrip druk, in de context van natuur, een antropogene wijziging betreft van een factor die natuur negatief beïnvloedt. Milieudrukken nemen een groot aandeel in van alle mogelijke drukken, maar niet alle drukken zijn milieudrukken. Onaangepast beheer en invasie door exotische soorten zijn voorbeelden van drukken die we niet beschouwen als milieudrukken. Dit komt omdat ze niet gedefinieerd zijn in termen van een milieuverandering, ook al kan de procesketen in verschillende gevallen wel deels via het milieu verlopen.

Er bestaan ook wijzigingen aan milieufactoren die hoogstens onrechtstreeks antropogeen zijn, zoals eutrofiëring wanneer vogelsoorten een bepaalde plaats koloniseren. Deze gevallen beschouwen we niet als (strikt) antropogeen, en daarom niet als een milieudruk.

2.4 MILIEUVERSTORINGSKETEN

De milieuverstoringsketen brengt de volledige procesketen in beeld van een milieudruk, en passen we in deze context toe voor het effect op het standplaatsmilieu. Ze vormt de ruggegraat voor alle voorgaande begrippen. De milieuverstoringsketen wordt traditioneel opgedeeld volgens het DPSI(R)-model en wordt daarom ook wel de DPSIR-keten genoemd. Toegepast voor standplaatsen is dit:

- **Driving force:** een maatschappelijk proces (landbouw, verkeer, industrie, ...).
- **Pressure:** een milieudruk (eutrofiëring via de lucht, verontreiniging via het oppervlaktewater, ...).
- **State:** de milieukwaliteit (en de verandering daarin), dus ter hoogte van de standplaats en te beschrijven met standplaatsfactoren.



- **Impact:** de toestand van de levensgemeenschap ter hoogte van de standplaats.

Er dient hierbij vermeld dat zowel P, S als I vaak meerdere stappen in een procesketen omvatten.

In de context van een milieudruk onderscheiden we twee bijzondere types van standplaatsfactoren:

- **P-proxies:** standplaatsfactoren die in de procesketen kort na de milieudruk optreden;
- **I-proxies:** standplaatsfactoren die door de milieudruk (vroeg of laat in de procesketen) worden beïnvloed én die de vegetatie op directe wijze, d.w.z. fysiologisch beïnvloeden.

Daarenboven staat de Respons voor hoe de maatschappij omgaat met de problemen die de milieuverstoring (D, P, S en I) teweegbrengt. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt tussen de respons van de overheid (Rg: government) en deze van de gemeenschap (Rs: society). De Respons is geen direct onderdeel van de milieuverstoringsketen; daarom wordt de 'R' vaak tussen haakjes geplaatst. Het natuurbeleid valt dus onder Rg. Een belangrijk aspect van Respons is dat de maatregelen kunnen dienen om veranderingen teweeg te brengen in:

- D, P, S of I zelf (minder belastende activiteiten, milieukwaliteitsverbeteringen, ...);
- de effectrelaties tussen deze stappen: bijvoorbeeld maatregelen om de effecten van D op P te minderen (bv. via bepaalde milieutechnieken, of een gewijzigde ruimtelijke schikking).

Meer informatie over de DPSI(R)-schematisatie is onder meer te vinden in het algemene hoofdstuk over indicatoren in het Natuurrapport 2005 (Van Reeth & Vanongeval 2005).

In het algemeen is er een ruimtelijk schaalverschil tussen milieudrukken en resulterende veranderingen in milieukwaliteit.

Vaak vindt het maatschappelijk proces dat de druk veroorzaakt, immers niet plaats ter hoogte van een standplaats (er zijn wel uitzonderingen, zoals wanneer een landbouwer een standplaats rechtstreeks bemest of scheurt). De druk ontstaat steeds daar waar het maatschappelijk proces plaatsvindt. Een voorbeeld is stikstofemissie uit stallen of door het verkeer. Ter hoogte van standplaatsen komt dit stikstof aan, mogelijks in een chemisch omgezette vorm. De standplaatsfactoren van atmosferische stikstofconcentratie en atmosferische stikstofdepositie zijn de meest met de milieudruk gecorreleerde standplaatsfactoren. In de context van deze specifieke milieudruk noemen we deze standplaatsfactoren daarom P-proxies. Een dergelijke variabele staat dus functioneel 'dicht' of 'proximaal' bij de milieudruk P. P-proxies zijn te vinden in de één of twee milieucompartmenten waar de druk de standplaats het meest rechtstreeks beïnvloedt. In de praktijk vastgestelde veranderingen van een P-proxy zijn dan ook dikwijls te interpreteren als zijnde het gevolg van een welbepaalde milieudruk. Voorbeelden zijn grondwaterregimedalingen (door grondwateronttrekking) of toenames in NH₃-concentratie (door NH₃-emissies).

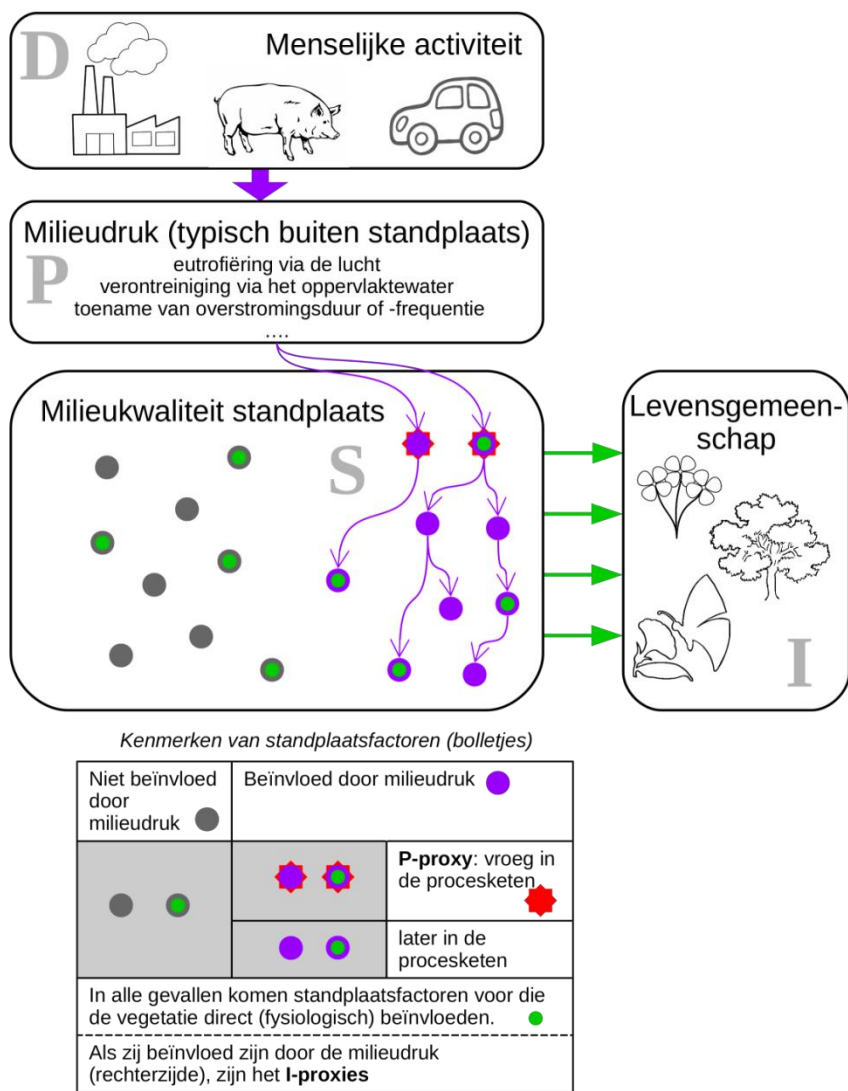
In Figuur 3 zijn de verschillende mogelijke types van standplaatsfactoren weergegeven volgens de betrokkenheid en de positie in de milieuverstoringsketen, en volgens de rechtstreekse (fysiologische) relevantie voor vegetatie.

Naarmate een standplaatsfactor zich verder in de keten bevindt, is de correlatie, en dus de interpretatie, met één milieudruk vaak minder goed in de realiteit, omdat de variabele ook in



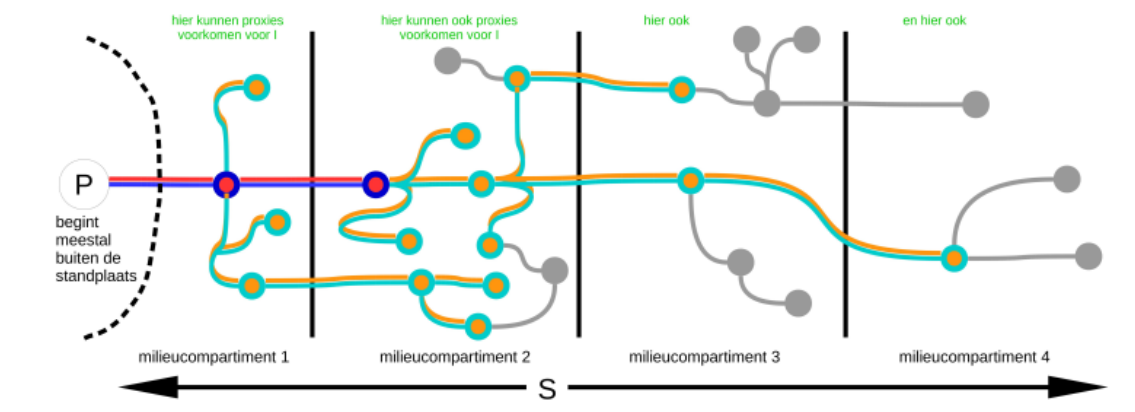
andere milieuverstoringsketens opduikt en dus ook door andere milieudrukken wordt beïnvloed.

I-proxies omvatten naast plantbeschikbare nutriënten en water in de wortelzone bijvoorbeeld ook de basische kationen en de pH in de wortelzone. I-proxies komen in het algemeen voor in alle milieucompartmenten behalve grondwater. Bij een heel aantal habitattypes van tijdelijk tot permanent natte standplaatsen is er een belangrijke relatie tussen het grondwater en de bodemtoestand, omdat het grondwater minstens een deel van het jaar in de wortelzone komt (en waardoor het bodemvocht deel is van het grondwater). Het grondwater betreft echter een ruimtelijk breder compartiment, en in de wortelzone kunnen nog nadere omzettingen plaatsvinden. Ook al kunnen grondwatervariabelen dus een zekere proximateit hebben t.a.v. vegetatie, toch is dit gevals- en geregeld ook tijdsafhankelijk. Alleen de bodemvariabelen zijn altijd proximaal t.a.v. vegetatie, en worden in bepaalde mate beïnvloed door de grondwatervariabelen. Om dit onderscheid te maken, is ervoor geopteerd om in het grondwater geen standplaatsfactoren aan te duiden als I-proxy. Ook in een concrete milieuverstoringsketen kunnen I-proxies in opeenvolgende milieucompartmenten worden 'aangetroffen', en dit zowel net na P (proximaal t.a.v. P) als verder in de procesketen P (distaal t.a.v. P). Een milieufactor kan zowel een P-proxy als I-proxy zijn, bv. NH₃ in de lucht.



Figuur 3: Voorstelling van de milieuverstoringsketen met verschillende types van standplaatsfactoren, voorgesteld als bolletjes. De invloed van een milieudruk ter hoogte van de standplaats is voorgesteld als een zich vertakkende cascade van effectrelaties (paarse pijlen in S). De tabel geeft centraal (grijze vakken) de verschillende mogelijke types van standplaatsfactoren weer. De verschillende kenmerken worden aan de boven-, rechter- en onderzijde verklaard, met aanduiding van het overeenkomstige symbool (Vanderhaeghe & Herr 2017).

Een conceptuele voorstelling van hoe een milieuverstoringsketen binnen de standplaats meerdere milieucompartimenten aandoet is weergegeven in Figuur 4.



Figuur 4: Een milieuverstoringsketen (van links naar rechts) vertakt zich doorheen milieucompartmenten (generieke voorstelling) (Vanderhaeghe *et al.* 2017).

Legende:

- *P*: Pressure (milieudruk);
- *S*: State (milieu van de standplaats = milieukwaliteit);
- *bolletjes*: standplaatsfactoren;
- *gekleurde lijnen*: effectrelaties waarbij verandering in de ene standplaatsfactor effect heeft op verandering in de andere (op de figuur van links naar rechts);
- *donkerrood en donkerblauw*: een positieve resp. negatieve effectrelatie / beïnvloede standplaatsfactor, die overeenkomt met een rechtstreekse invloed van de pressure in de keten (dit zijn steeds *P*-proxies);
- *lichtblauw en oranje*: een positieve resp. negatieve effectrelatie / beïnvloede standplaatsfactor, die overeenkomt met een onrechtstreekse invloed van de pressure in de keten;
- *grijs*: een effectrelatie / beïnvloede standplaatsfactor waarop niet noodzakelijk een effect is te verwachten (maar wel onder bepaalde omstandigheden) en/of waarop een effect is te verwachten waarbij de zin (positief/negatief) van omstandigheden zal afhangen.

2.5 GUNSTIGE EN LOKALE STAAT VAN INSTANDHOUDING

De Europese Habitatrichtlijn heeft tot doel bij te dragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit door het in stand houden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het grondgebied van de EU-lidstaten (artikel 2 van de Habitatrichtlijn). De Habitatrichtlijn verplicht de lidstaten maatregelen te nemen om de natuurlijke habitats en de wilde dier- en plantensoorten van communautair belang (d.w.z. de habitats en soorten opgenomen in de bijlagen van de Habitatrichtlijn) in een gunstige staat van instandhouding te behouden of te herstellen (artikel 6 van de Habitatrichtlijn). Volgens datzelfde artikel moet het mogelijk zijn plannen of projecten te beoordelen op hun effecten in het betrokken gebied, rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van dat gebied (via een zogenoemde passende beoordeling).

In eerste instantie zijn speciale beschermingszones (SBZ-H) aangeduid, die, samen met de Vogelrichtlijngebieden (SBZ-V), het Natura 2000 netwerk vormen. De lidstaten zien toe op de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitats en soorten en moeten daarover zesjaarlijks rapporteren aan de EC (artikel 11 en 17 van de Habitatrichtlijn). De werkwijze

wordt verder omschreven in toelichtende documenten van de EC (European Commission DG Environment 2007; Anonym 2017). Op het niveau van de individuele SBZ dient de kennis gebundeld te worden via de zgn. standaardgegevensformulieren (bijlage III van de Habitatrichtlijn; Europese Commissie, 2011). De lidstaten zijn tenslotte ook verplicht om ter invulling van deze informatienoden, waar nodig bijkomend wetenschappelijk onderzoek te bevorderen (artikel 18).

Voor Vlaanderen wordt deze Europese regelgeving doorvertaald in het Natuur- en Bosdecreet en worden hierin al deze verplichtingen hernomen.

Het begrip **lokale staat van instandhouding** (LSVI) wordt in Vlaanderen gedefinieerd als de staat van instandhouding op niveau van de habitatlocatie. Met habitatlocatie wordt een 'habitatvlek', of een geheel van 'aan elkaar sluitende of nabijgelegen habitatvlekken' bedoeld.

Voor de beoordeling van de LSVI gebruikt (Oosterlynck *et al.* 2020) indicatoren die specifiek zijn voor elk habitatsubtype en gegroepeerd kunnen worden in drie groepen:

- **habitatstructuur:** alle te beoordelen criteria die betrekking hebben op vegetatie- en fysische structuur van het habitatype. Bijvoorbeeld 'doorzicht' bij een aantal habitattypen van de zoete wateren, de ouderdomsstructuur van een heide, naakte bodem in (land)duinen, aandeel dood hout in bossen, ...
- **vegetatie:** de aanwezigheid of bedekking van soorten die nagestreefd worden voor een habitat (sleutelsoorten, positieve indicatoren voor ontwikkeling);
- **verstoring:** de aanwezigheid of bedekking van soorten die op verstoring duiden (verstoring indicators) als vergrassing, verruiging, verstoring, of bepaalde fysische structuren (bv. strooisel), die wijzen op de aanwezigheid van bepaalde drukken.

Voor elk van deze biotische indicatoren zijn grenswaarden geformuleerd. Deze geven de grens tussen een ongunstige en gunstige LSVI. Ze zijn bepaald voor de beoordeling van een habitatvlek.

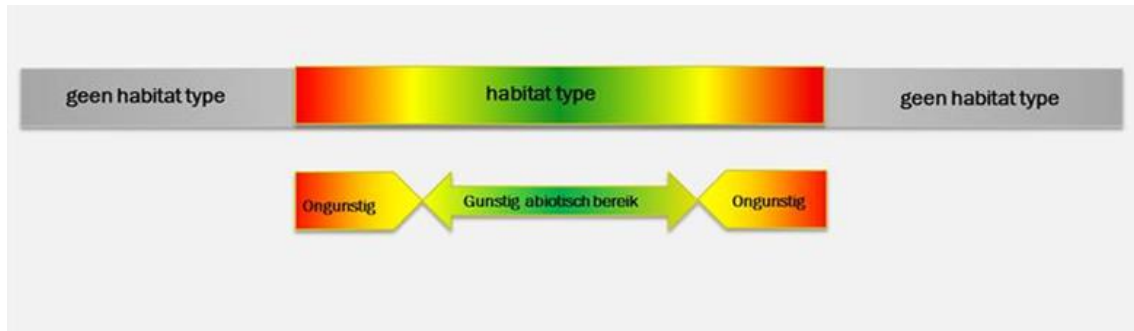
We definiëren de **gunstige lokale toestand** als die toestand waarvan kan verwacht worden dat het habitat langdurig kan blijven bestaan zonder of met regulier (dus niet remediërend) beheer; hierbij inbegrepen zijn de ecologische processen en structuren, nodig voor het ongewijzigd functioneren van de habitat en haar typische soorten.

De **lokaal goede toestand** is de toestand waarbij het habitatype uitstekend functioneert. Naar abiotische condities en storingsindicatoren betekent dit dat deze samenvallen met een (half)natuurlijke, onverstoorte toestand van het habitatype of daar slechts in beperkte mate van afwijken. De toestand van vegetatie en habitatstructuur is van die aard dat ze een voor het habitatype hoge karakteristieke biodiversiteit toelaat (Oosterlynck *et al.* 2020).



2.6 EEN GUNSTIG ABIOTISCH BEREIK

In deze studie bepalen we de begrenzing van het **gunstig abiotisch bereik**. Een gunstig abiotisch bereik (Figuur 5) is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren op lokaal niveau.



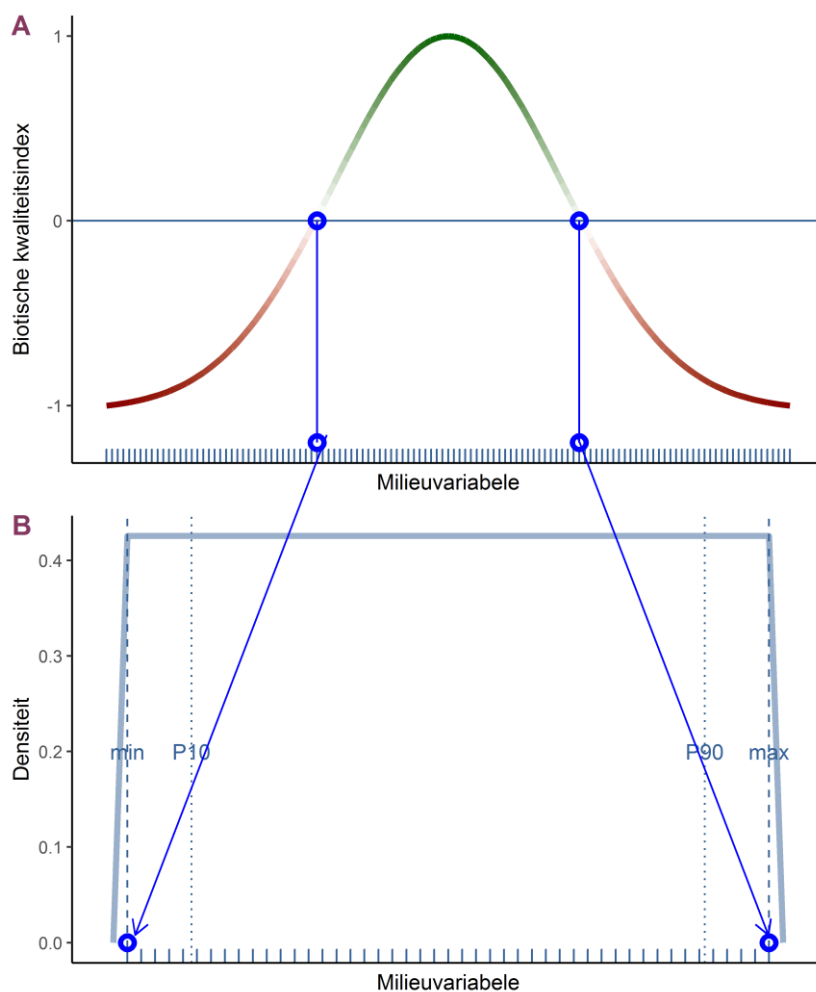
Figuur 5: Schematische aanduiding van gunstig abiotisch bereik op een denkbeeldige as van een abiotisch kwaliteitscriterium van een habitattype.

Om het gunstig abiotisch bereik te bepalen, zullen we biotische aspecten van de vegetatie (zie sectie 2.5) relateren aan de milieuv variabelen (sectie 3.2.3).

In Figuur 6 geven we een geïdealiseerde voorstelling van deze relatie. De y-as van deelfiguur A (zie Figuur 6) vat de biotische aspecten samen in een biotische kwaliteitsindex (zie sectie 3.2.3.2). De x-as is een milieuv variabele waarbij we veronderstellen dat dit de enige milieuv variabele is die de biotische kwaliteitsindex beïnvloedt. We veronderstellen eveneens dat we de volledige milieugradiënt volledig en uniform bemonsteren (voorgesteld aan de hand van de korte verticale lijntjes verbonden met de x-as) en dat we de biotische kwaliteitsindex en de milieuv variabele zonder fout meten. We veronderstellen eveneens dat de vegetatie in evenwicht is met de milieuv variabele en dat de biotische kwaliteitsindex een belvormige respons vertoont ten opzichte van de milieuv variabele. De biotische kwaliteitsindex neemt waarden aan tussen -1 en +1 en bij waarden ≥ 0 beschouwen we de kwaliteit als gunstig voor het habitattype. In dit hypothetische geval definiëren we het gunstig abiotisch bereik als de zone tussen de twee snijpunten van de responscurve met de horizontale lijn bij $y = 0$.

In deelfiguur B zoomen we in op dit bereik en tonen we de (uniforme) verdeling van deze milieuv variabele voor de subset van waarden waarvoor geldt dat de biotische kwaliteitsindex gunstig is. In deelfiguur B vallen de snijpunten uit deelfiguur A dus samen met het minimum en maximum van deze waarden.

Er zijn dus twee manieren om het gunstig abiotisch bereik te bepalen die - in een geïdealiseerde situatie zoals hier - hetzelfde resultaat opleveren: (1) door te kijken naar kenmerken van de statistische distributie van de milieuv variabele voor de subset van waarden waarvoor de biotische kwaliteitsindex gunstig is (deelfiguur B), en (2) door de responscurve van de biotische kwaliteitsindex ten aanzien van de milieuv variabele (deelfiguur A). In de uitwerking van de methodiek om het gunstig abiotisch bereik te bepalen zullen we rekening moeten houden met de beperkingen van onze observationele data (zie sectie 3.2.3.1) en zullen we het gunstig abiotisch bereik berekenen op basis van predictie-intervallen (komt overeen met geval (1)).



Figuur 6: **A:** Een geïdealiseerde respons van een biotische kwaliteitsindex ten aanzien van een milieuvariabele. Een waarde ≥ 0 en < 0 is respectievelijk biotisch gunstig (groene kleur) en ongunstig (rode kleur). **B:** Densiteitsplot voor de waarden van de milieuvariabele waarvoor de biotische kwaliteitsindex gunstig is.

2.7 KRITISCHE DEPOSITIEWAARDEN

Kritische depositiewaarden of kritische lasten (Engels: 'critical load'; in deze rapportage kortweg: KDW) zijn kwantitatieve schattingen van een blootstelling aan de depositie of de concentratie van één of meerdere pollutanten waaronder geen significante schadelijke effecten optreden aan ecosystemen volgens de huidige kennis naar structuur en functioneren (Nilsson & Grennfelt 1988). Kritische lasten kunnen gedefinieerd worden voor verschillende schadelijke effecten, bijvoorbeeld daling biodiversiteit, wortelschade, vorstschade,...

3 METHODE

In dit hoofdstuk schetsen we enerzijds hoe we gezocht hebben naar gunstige abiotische bereiken in de literatuur (sectie 3.1) en anderzijds hoe we voor een selectie van gekozen milieuv variabelen gunstige abiotische bereiken hebben bepaald op basis van ons eigen standplaatsdata (zie sectie 3.2).

3.1 LITERATUURONDERZOEK

In 2014-2015 werd een literatuuronderzoek uitgevoerd. Enerzijds hebben we bekeken welke de belangrijkste milieudrukken voor het habitatype zijn, anderzijds hebben we gezocht naar gunstige abiotische bereiken die zijn aangegeven of konden worden afgeleid in publicaties.

3.1.1 Beknopt literatuuronderzoek naar milieudrukken

In hoofdstuk 6 zijn door de verschillende habitatexperten voor elk habitat(sub)type de belangrijkste milieudrukken beknopt geschetst. Een oplistijng van de milieudrukken die relevant zijn voor Vlaanderen ongeacht het bestudeerde habitatype wordt gegeven in bijlage 1.

3.1.2 Selectie van publicaties

Dataverzameling

Voor elk habitatype werd gezocht naar peer-reviewed publicaties, doctoraten, scripties, boeken, hoofdstukken uit boeken, artikels en grijze literatuur.

De resultaten moesten toepasbaar zijn op de Vlaamse situatie. De focus lag in de eerste plaats op origineel onderzoek, bij voorkeur toepasbaar op grotere schaal. Experimentele studies *in situ* werden meegenomen op voorwaarde dat de vegetatie intact was gebleven en experimentele drukken vergelijkbaar zijn met reële drukken.

Op basis van volgende criteria werden publicaties geselecteerd:

- Is het habitatype aangemeld voor Vlaanderen en goed gedocumenteerd?
- Is het fysisch milieu representatief voor Vlaanderen en goed gedocumenteerd?
- Heeft het onderzoek betrekking op de Atlantische en Continentale regio van Europa?
- Is de proefopzet van het uitgevoerde onderzoek degelijk?
- Valt het onderzoekstermijn (bij voorkeur) in de periode 2000-2015?
- Wordt de lokale staat van instandhouding vermeld?
- Is de meetmethode en meeteenheid vergelijkbaar met deze die op het INBO worden gehanteerd?

Referenties en beschrijvende statistische parameters voor milieuv variabelen werden opgeslagen in twee bestanden:

- een Endnote-bestand voor het opslaan van de referenties. Er werd een lijst met specifieke keywords opgemaakt;

//

- een Access-databank voor het opslaan van beschrijvende statistische parameters voor milieuvariabelen (gemiddelde + standaardafwijking, percentielwaarden, min/max) (zie ook Figuur 7).

The screenshot shows a web interface for data entry. At the top, there are navigation buttons and search options for authors and titles. Below, a form contains the following details:

- Auteur: Van Dobben et al.
- Jaar: 2012
- Tijdschrift: Tijdschrift
- Titel: Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebied
- Naam Endnote bestand: LiteratuurNatura2000
- Endnote_ID: 1219
- Link naar Zotero Milklin: [empty]
- BIB_ID: [empty]

The main section is titled "Opgave van de onderzochte natuurtypen in de referentie". It includes fields for "Naam natuurtype" (Atlantische schorren), "Subtype" (Buitendijkse schorren), and "StaatVanInstandhouding" (Gunstig). A list of "Habitatype(n)" shows "13300001 - Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritimae)".

Below this is a table for "Abiotische informatie over het natuurtype". The table has the following structure:

Milieuvariabele	Eenheid	Schaalklasse	Schaalnaam	Groep	Aantal Metingen	Aard getal	Waarde(n)	Herkomstgebied	Databron
Analysmethode	Proefopzet					Kwantitatief	Semi-kwant./Categorieën		
						Waarde 1	Waarde 2		
Stikstofdepositie	kg N/ha/jaar	Intervalratio			-		<	23	
								Heel Europa of toch in grote mate	Afgeleid uit veldonderzoek (berekeningen, inter-/extrapolaties...), bepaald binnen de studie

Figuur 7: Formulier voor het invoeren van beschrijvende statistische parameters voor milieuvariabelen (gemiddelde + standaardafwijking, percentielwaarden, min/max) onttrokken aan publicaties in de Access databank.

Afleiden van Vlaamse habitatdefinities

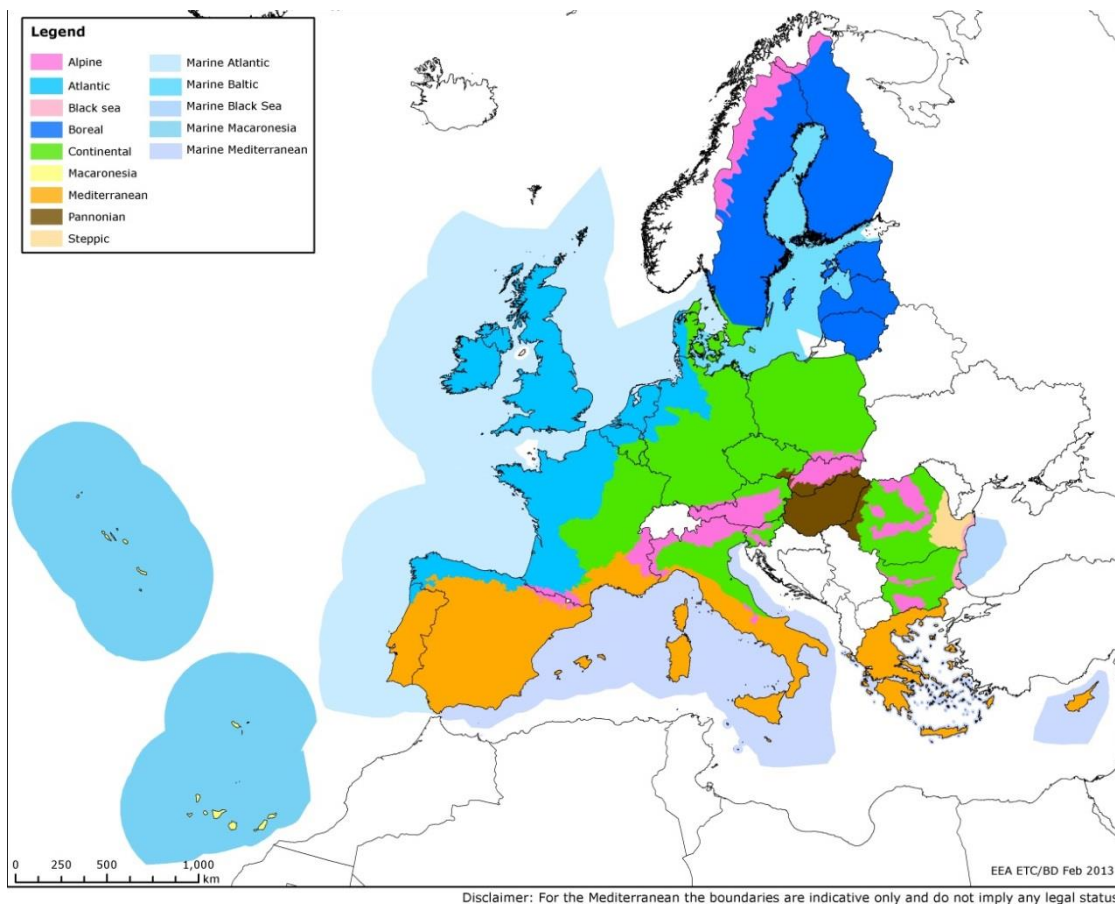
De geselecteerde publicaties handelden steeds over een Natura 2000-habitattype, maar dat werd niet altijd zo aangegeven. Meestal moest het habitattype worden afgeleid uit de vegetatiekundige beschrijving of uit de vermelding van een lokale of landelijke vegetatiekundige typering. Voor het afleiden van het habitattype op basis van een vegetatieopname of van losse waarnemingen van soorten, werd gebruik gemaakt van de vegetatiekundige definities van de habitattypes volgens Decler (2007), 't Jollyn *et al.* (2009) en De Saeger *et al.* (2008).

De lokale staat van instandhouding (LSVI) van de meetlocaties

Dit kenmerk werd slechts bij uitzondering in de publicatie vermeld en diende uit de beschrijving van het onderzoek geïnterpreteerd te worden. De LSVI werd als gunstig beschouwd wanneer in het onderzoek duidelijk was aangegeven dat het sites betreffen met goed ontwikkelde vertegenwoordigers van het habitattype. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de beschrijving van sleutelsoorten van een habitattype en biotische indicatoren die zijn ontwikkeld voor deze sleutelsoorten volgens 't Jollyn *et al.* (2009). In de andere gevallen werd de LSVI als onbekend genoteerd.

Areaal en tijdsvenster van de dataverzameling

Er werden enkel abiotische bereiken gebruikt die betrekking hebben op sites van de Europese Vlakte in de Atlantische en Continentale regio. De verschillende biogeografische regio's worden weergegeven in figuur 12.



Figuur 8: Kaart met aanduiding van de biogeografische regio's in Europa (Eionet, European Topic Centre on Biological Diversity).

De focus lag in de eerste plaats op de meest recente data gegenereerd in de periode 2000-2015. Waar zeer weinig gegevens voorhanden waren, zijn ook oudere publicaties geraadpleegd.

Andere maten, andere gewichten

Bij het gebruik van meetwaarden of grenzen van abiotische bereiken uit publicaties is rekening gehouden met:

- gebruik van andere analysemethoden voor eenzelfde milieuvariabele. Zo kan de concentratie aan fosfor die in de bodem wordt gemeten significant verschillen naargelang de analysemethode die wordt gebruikt;
- gebruik van andere eenheden voor eenzelfde milieuvariabele;
- overige factoren. Soms werd bijkomende informatie opgegeven zoals de staalnamediepte.

De tabellen in hoofdstuk 6 bevatten een eenvormige set milieuv variabelen. Meetwaarden zijn bepaald met eenzelfde analysemethode of een andere methode die vergelijkbare resultaten oplevert. Alle meetwaarden worden uitgedrukt in eenzelfde eenheid. Waar nodig en mogelijk zijn conversies uitgevoerd.

3.1.3 Afleiden van een gunstig abiotisch bereik

Het volledig opgegeven waardenbereik (uitgedrukt door een minimum en/of maximum) voor sites in een goed ontwikkelde toestand (gunstige staat van instandhouding) wordt overgenomen. Soms worden ook andere statistieken vermeld.

In veel gevallen worden enkel standplaatskarakteristieken vermeld zonder aanduiding van de staat van instandhouding van het habitat. In dit geval kunnen we het gunstige bereik niet exact inschatten. De expert beslist op basis van de aangereikte informatie in de publicatie of deze bereiken al dan niet als gunstige abiotische bereiken worden meegenomen.

Afweging tussen verschillende bereiken

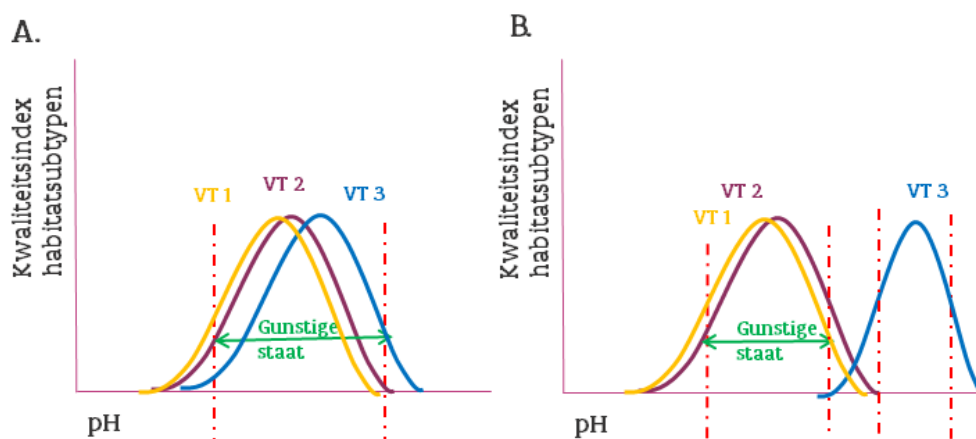
Wanneer er verschillende gunstige abiotische bereiken beschikbaar zijn, moet een keuze gemaakt worden. Bij de keuze werd belang gehecht aan studies:

- die betrekking hebben op het Vlaams Gewest;
- waarbij een gunstig abiotisch bereik expliciet werden opgegeven;
- waarvan de LSVI gekend is;
- met een goede proefopzet.

Het gekozen gunstig abiotisch bereik werd –indien mogelijk– steeds afgetoetst aan andere (inter)nationale referenties.

Wanneer gunstig abiotisch bereiken zijn aangereikt uit verschillende referenties werd als volgt geredeneerd:

- In het geval dat er weinig overlap was tussen de verschillende gunstige bereiken, werden meerdere bereiken behouden. Zo kan het zijn dat een habitattypen verschillende vegetatietypen omvat met verschillen in gevoeligheid ten aanzien van een bepaalde milieudruk. In dit geval werd het gunstig abiotisch bereik van het meer kwetsbare vegetatietypen apart vermeld.
- In het geval van een grote overlap tussen de gunstige bereiken, werd de doorsnede genomen als gunstig abiotisch bereik.



Figuur 9: Gesteld dat een habitatsubtype uit drie vegetatietypen bestaat. In geval van A liggen de gunstige bereiken voor pH voor de verschillende vegetatietypen dicht bij elkaar en wordt de doorsnede van deze bereiken genomen als gunstig abiotisch bereik. In geval van B worden

voor VT1 en VT2 de doorsnede genomen en worden het gunstig abiotisch bereik voor VT3 apart weergegeven. VT=vegetatietype.

Aftoetsing met KRW-richtwaarden

Voor de aquatische habitattypes werden de gunstige abiotische bereiken afgetoetst aan richtwaarden van de Kaderrichtlijn Water. De richtwaarden opgenomen in de BVR 2010 Vlarem II voor Vlaamse waterlichamen worden beschouwd als vaststaand beleid. Enkel bereiken die strenger zijn dan deze richtwaarde worden in deze rapportage weergegeven.

Voor een uitgebreidere uiteenzetting van de relatie tussen Natura 2000-habitattypes en KRW/DIW-watertypes wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

3.2 EMPIRISH ONDERZOEK

3.2.1 Selectie van standplaatsfactoren in relatie tot milieudrukken

Er bestaan heel wat verschillende milieudrukken, habitat(sub)types en standplaatsfactoren. Daartussen bestaan verbanden: niet elke milieudruk beïnvloedt elke standplaatsfactor en elk habitat(sub)type, deze invloeden variëren in sterkte, en daarenboven is niet elke standplaatsfactor relevant voor elk habitat(sub)type. De wetenschappelijke kennis die deze relaties bevat is opgenomen in conceptuele systeemschema's die eerder zijn beschreven. De selectie van standplaatsfactoren zal verschillend zijn per milieudruk én habitattype in kwestie.

Rangschikking van milieudrukken

In kader van het project Meetnetten Natuurlijk Milieu (MNM) is volgend schema opgemaakt (zie ook bijlage 2):

- de mate waarin elk type:
 - door elke milieudruk actueel wordt beïnvloed op niveau Vlaanderen;
 - voor elke milieudruk gevoelig is.

Selectie van P-proxies

De selectie van P-proxies die is uitgevoerd in kader van het project Meetnetten Natuurlijk Milieu (MNM). Hierbij wordt –zeker in eerste fase- specifiek gekeken naar P-proxies omwille van het belang van milieudruk-informatie voor het brongerichte maatregelenbeleid. Voor meer informatie, zie het basisrapport (Vanderhaeghe *et al.* 2017). De selectie is gebeurd op basis van het afwegingskader standplaatsfactoren, ingebouwd in het conceptueel systeemschema, dit na vergelijking van enkele scenario's. Daarna gebeurde er nog een verdere subselectie door de meest typische vertegenwoordiger te weerhouden en rekening te houden met de maximale P-nabijheid.

Aanvullende selectie I-proxies

In HabNorm beschikken we niet over meetwaarden voor het compartiment Atmosfeer. Hierdoor selecteren we geen P-proxies voor dit compartiment, maar vervangen we die door I-proxies in de milieuc compartimenten bodem, grondwater en/of oppervlaktewater. I-proxies zijn ook van belang bij het milieugericht natuurbeleid.

Aan drukken waarvoor het habitat(sub)type gevoelig is worden op die manier standplaatsfactoren toegekend, alsook milieuv variabelen waarvoor we meetresultaten ter beschikking hebben. Het resultaat van deze oefening wordt weergegeven in bijlage 3. Een oplijsting van de milieuv variabelen en eenheden wordt weergegeven in bijlage 4.

////////////////////////////////////

3.2.2 Bepaling van het gunstig abiotisch bereik

We werken in twee stappen:

1. Berekening van een biotische kwaliteitsindex (met waarden tussen -1 en +1) die aangeeft of een vegetatie-opname die geklassificeerd werd als een bepaald habitat(sub)type volgens de LSVI indicatoren van dat type gunstig (waarden ≥ 0) dan wel ongunstig ontwikkeld is (waarden < 0). Zie sectie 3.2.2.2.
2. Berekening van de onder- en bovengrens van het gunstig abiotisch bereik voor de milieuvariabele. Zie sectie 3.2.2.3. We bepalen **predictie-intervallen** op basis van de subset van observaties met een biotisch gunstige staat van instandhouding. Predictie-intervallen zijn intervallen waarvan we met een vooraf vastgelegde betrouwbaarheid (i.c. 80%) kunnen aangeven dat een nieuwe observatie binnen dat interval gelegen is..

3.2.2.1 Gebruikte datasets

Laat ons eerst starten met een korte verwijzing naar de gebruikte datasets.

Om een gunstig abiotisch bereik te bepalen voor de verschillende habitattypen vertrekken we van de datasets beschreven in Raman *et al.* 2019.

We gebruiken in eerste instantie de gegevens van de Vlaamse FlaVen ("Flanders Vegetation and environmental data") databank. De FlaVen databank bevat grondig gevalideerde meetgegevens voor vegetatie, bodemkundige en hydrologische (grondwater) gegevens, afkomstig van proefvlakken die bemonsterd werden in het kader van éénmalige surveys en langetermijn-monitoring in Vlaanderen. Deze INBO-databank wordt gevoed door verschillende andere belangrijke INBO-databanken: INBOVEG (vegetatiedatabank), WATINA (grondwaterdatabank) en INBODEM (bodemdatabank).

3.2.2.2 Berekening biotische kwaliteitsindex

We bouwen hier verder op de LSVI-bepaling van een habitatvlek (zie Oosterlynck *et al.* 2020) zoals hierboven is beschreven, maar stellen een verfijning voor om een meer continue kwaliteitsmaat te bekomen (= biotische kwaliteitsindex).

Vooreerst worden de LSVI-indicatoren geselecteerd voor het vegetatietype met behulp van het R-package LSVI (Lommelen *et al.* 2019). Vervolgens controleren we of de indicatoren die door Oosterlynck *et al.* (2020) geselecteerd zijn voor de habitatvlek ook gelden voor een proefvlak. Is dit niet het geval (e.g. aandeel dood hout, breedte van een zoomvegetatie), dan worden deze niet betrokken in verdere analyses.

De biotische grenswaarden (Oosterlynck *et al.* 2020) zijn bepaald voor de grootte van de habitatvlek. Omdat indicatoren die gebaseerd zijn op soortenaantallen afhankelijk zijn van de oppervlakte waarover men een uitspraak wil doen, kunnen we niet zomaar werken met de biotische grenswaarde uit (Oosterlynck *et al.* 2020). We corrigeren hiervoor (bepalen van grenswaarden voor de proefvlakgroottes) door gebruik te maken van de Landelijke Vegetatie Databank (LVD)³, welke ongeveer 500.000 recente en historische vegetatiebeschrijvingen

³ De Landelijke Vegetatie Databank (LVD) is een gegevensbestand over de plantengroei van Nederland in beheer van Alterra. In dit omvangrijke archief zijn ongeveer 500.000 recente en historische vegetatiebeschrijvingen, zogenaamde vegetatieopnamen, in geautomatiseerde vorm bijeengebracht.

bevat. We genereren soort-oppervlaktecijfers voor elk van de habitatsubtypes en regionaal belangrijke biotopen.

$$S = cA^z$$
$$\log(S) = \log(c) + z \log(A)$$

met S : soortenaantal en A : oppervlakte.

We gebruiken de gelineariseerde vorm van de vergelijking en fitten deze via kwantielregressie (0.5 kwantiel). Vervolgens gebruiken we de vergelijking om S te voorspellen bij de oppervlakte, A , van het proefvlak. We ronden deze waarde af naar boven om een geheel getal te bekomen. Daarna vergelijken we deze waarde met de oorspronkelijke grenswaarde uit Oosterlynck *et al.* 2020. Indien de voorspelde waarde kleiner is dan de oorspronkelijke grenswaarde, wordt de oorspronkelijke grenswaarde vervangen door deze waarde (er is geen aanpassing als deze groter blijkt te zijn). Om overcorrectie te vermijden stellen we een minimum in van 2 als grenswaarde voor het aantal sleutelsoorten.

Voor de bepaling van de set opnamen die biotisch gunstig ontwikkeld zijn, gebruiken we de klassieke aanpak voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding die gebaseerd is op het 'one-out-all-out' principe. Hierbij is de beoordeling ongunstig van zodra één van de indicatoren ongunstig scoort.

Om de afstanden te bepalen tot het doelbereik berekenen we een kwaliteitsindex met waarden tussen -1 en 1. Eerst berekenen we het verschil tussen de meetwaarde en de grenswaarde (eventueel vermenigvuldigd met -1 om negatieve indicatoren dezelfde zin te geven als positieve indicatoren). Dus, voor een bepaalde vegetatie-opname i , berekenen we voor de indicatoren j uit criteriumgroep k :

$$\text{verschil}_{i,j(k)} = (\text{meetwaarde}_{i,j(k)} - \text{grenswaarde}_{i,j(k)}) \times \text{teken}_{i,j(k)}$$

Vervolgens normeren we het bekomen verschil door te delen door het bereik van de zone (gunstig/ongunstig) waarin de meetwaarde valt.

$$\text{verschil}_{i,j(k)} \geq 0: s_{i,j(k)} = \text{verschil}_{i,j(k)} \setminus \text{bereik gunstig}_{i,j(k)}$$

$$\text{verschil}_{i,j(k)} < 0: s_{i,j(k)} = \text{verschil}_{i,j(k)} \setminus \text{bereik ongunstig}_{i,j(k)}$$

Hierdoor ligt de schaal van alle verschillcores tussen -1 en 1 en krijgen alle criteria eenzelfde gewicht mee, ongeacht de oorspronkelijke schaal. Voor indicatoren die uitgedrukt worden door een bedekking werken we met het theoretische maximum (100%). In het geval van de indicator *aantal sleutelsoorten* nemen we als maximumwaarde het dubbel van de (al dan niet gecorrigeerde) grenswaarde voor het aantal sleutelsoorten. Verschilcores die hierdoor een waarde groter dan 1 hebben, worden gelijkgesteld aan 1. Voor indicatoren of subvoorwaarden (soms bestaat een indicator uit twee subvoorwaarden waar tegelijk aan moet voldaan zijn) waar de aan- of afwezigheid van een biotisch kenmerk vereist is, is de verschillcore -1 of +1.

We berekenen een distance-from-target als het minimum van de verschillcores: **de biotische kwaliteitsindex**. De waarde ligt tussen -1 (heel ongunstig) en 1 (heel gunstig) en is een maat voor de afstand tot de grenswaarde (0). Een biotische kwaliteitsindex ≥ 0 wijst op gunstige situatie en een negatief resultaat op een ongunstige toestand.

$$\text{index}_i = \min(s_{i,1}, s_{i,2}, \dots, s_{i,j}, \dots, s_{i,p})$$

////////////////////////////////////

Voor de biotische kwaliteitsindex geldt dat de set van opnamen waarvoor de index een waarde heeft ≥ 0 of < 0 , volledig overeenkomt met een *one-out-all-out* klassificatie in gunstig, respectievelijk, ongunstig.

3.2.2.3 Berekening van onder- en bovengrenzen van het gunstig abiotisch bereik

Bepaling van predictie-intervallen

Predictie-intervallen geven grenzen waarbinnen een nieuwe observatie met met een zeker betrouwbaarheidsniveau ($1 - \alpha$) valt. Het betrouwbaarheidsniveau ($1 - \alpha$) weerspiegelt de variabiliteit van de steekproef (Young 2016). Voor een predictie-interval met een 80% betrouwbaarheidsniveau zal, indien de steekproef zeer groot is, dit nagenoeg samenvallen met de 10% en 90% percentielen van de statistische populatie voor een tweezijdig begrensd interval (zie ook Figuur 6). Met andere woorden, we gebruiken de predictie-intervallen om een zo goed mogelijke schatting te bekomen van de 10% en 90% percentielen in de statistische populatie die we onderzoeken (= de waarden die een milieuvariabele aanneemt onder voorwaarde van een biotisch gunstige ontwikkeling van het habitatype). Een predictie-interval kan 2-zijdig begrensd zijn met een boven- en ondergrens of eenzijdig begrensd.

Voor het berekenen van de predictie-intervallen beschouwen we de groep 'biotisch gunstig': alle observaties met een biotische kwaliteitsindex ≥ 0 .

We fitten Bayesiaanse modellen met het R package `brms` (Burkner 2017) waarbij een milieuvariabele als respons gefit wordt in functie van enkel een intercept (met niet-informatieve prior verdelingen) (zie Hamada *et al.* 2004 en Krishnamoorthy & Mathew 2009 voor meer info over de berekening van Bayesiaanse predictie-intervallen). Deze modellen kan je begrijpen als een statistische distributie fitten aan een histogram van de milieuvariabele. Voor chemische concentraties veronderstellen we (bv. Fosfor Olsen) een gamma-verdeling (strikt positieve getallen), voor ratio's van (bodem)chemische concentraties (bv. Koolstof/stikstof-ratio) een lognormale-verdeling, voor proportionele data (bv. Basenverzadiging) een beta-verdeling en voor pH en gemiddelde grondwaterstanden een normale verdeling.

Vervolgens berekenen we via de posterior samples tweezijdige predictie-intervallen (80% betrouwbaarheid). Voor een tweezijdig predictie-interval moeten we kijken naar de bivariate distributie van de 10% en 90% percentielwaarden uit de posterior samples. Om de corresponderende predictielimieten te bepalen uit deze percentielwaarden gebruiken we het algoritme in Krishnamoorthy & Mathew (2009) (p. 276).

Deze parametrische predictie-intervallen (parametrisch omwille van de keuze van de statistische distributie die voor de data verondersteld worden) laten toe om predictie-intervallen te schatten bij relatief kleine steekproefgroottes (kleiner dan bij niet-parametrische predictie-intervallen). Desondanks stellen we hier toch ook een minimale steekproefgrootte in, aangezien er anders te veel onzekerheid op de data zit om de vorm van de distributie voldoende betrouwbaar te benaderen. We stellen dit in op een minimum van 20 observaties met een biotische kwaliteitsindex ≥ 0 . Minstens twintig observaties komt overeen met 10 observaties per te schatten parameter (de vorm van de distributies wordt bepaald door twee parameters), hetgeen overeenkomt met een vaak aangehaalde minimale steekproefgrootte (Harrell 2001).



Berekening van kwantielen

Voor de gevallen waar we tussen 10 en 20 observaties hebben, berekenen we rechtstreeks de 10% en 90% empirische percentielwaarden⁴ van de steekproef. Voor gevallen met minder observaties rapporteren we geen grenzen.

Grenzen van gunstig abiotische bereiken

We gebruiken enkel de data waarvoor de biotische kwaliteitsindex aangeeft dat de locaties biotisch gunstig ontwikkeld zijn:

- 20 of meer observaties met een biotische kwaliteitsindex ≥ 0 :
 - bepaling van predictiegrenzen (tweezijdig, 80% betrouwbaarheid)
- tussen 10 en 20 observaties met een biotische kwaliteitsindex ≥ 0 :
 - berekening van het (empirisch) 10% en 90% percentiel (in plaats van predictie-interval)

We zullen als volgt refereren naar deze grenzen:

- onderste predictiegrens: PG10
- bovenste predictiegrens: PG90
- 10% percentiel: P10 (werd niet bepaald indien een T10 kon bepaald worden)
- 90% percentiel: P90 (werd niet bepaald indien een T90 kon bepaald worden)

Is de bekomen grenswaarde van het gunstig abiotisch bereik kleiner dan de bepaalbaarheidsgrens, dan wordt de bepaalbaarheidsgrens als ondergrens genomen.

3.3 STATUS VAN EEN GUNSTIG ABIOTISCH BEREIK

We hebben gunstige abiotische bereiken afgeleid op basis van literatuuronderzoek en op basis van empirisch onderzoek. Dit ging gepaard met verschillende onzekerheden:

- **Onvoldoende informatie:** De afwezigheid van een gunstig bereik voor een bepaalde milieuvariabele t.a.v. een bepaalde milieudruk betekent niet dat deze druk geen effect heeft op het habitatype. Er ontbreekt enkel een kwantitatieve onderbouwing, omdat we niet over de nodige data beschikken of omdat de data onvoldoende betrouwbaar waren.
- **Onzekerheid over de classificatie van vegetatie(type)s in habitatypes:** In de meerderheid van de publicaties (literatuuronderzoek) heeft de data betrekking op vegetatietypes. Het habitatype moest dan worden afgeleid uit de vegetatiekundige beschrijving of uit de vermelding van een lokale of landelijke vegetatiekundige typering. Internationale verschillen in de vegetatiekundige samenstelling van een type, alsook het gebruik van verschillende vegetatiekundige indelingen en definities leiden tot een ruimer begrip van het habitatype.
- **Onzekerheid over de lokale staat van instandhouding:** Slechts weinig publicaties (literatuuronderzoek) geven een aanduiding van de lokale staat van instandhouding. Vaak diende dit uit de beschrijving van het onderzoek geïnterpreteerd te worden. Enkel wanneer in het onderzoek duidelijk was aangegeven dat sites met goed ontwikkelde vertegenwoordigers van een habitatype geselecteerd werden, werd voor

⁴ Empirische percentielwaarden zijn percentielwaarden afgeleid uit de waargenomen verdeling van de data.



deze gegevens de LSVI als gunstig beschouwd. In de andere gevallen werd de LSVI als onbekend genoteerd.

- **Onzekerheid over de representativiteit voor Vlaanderen:** In het ideale geval beschikken we voor elk habitatype over Vlaamse data, die we vervolgens aftoetsen aan (inter)nationale data. In de praktijk beschikken we voor nog een heel aantal habitattypen over te weinig data of komen ze zeer beperkt voor in Vlaanderen. Voor deze types moeten we beroep doen op internationale data of publicaties om een gunstig abiotisch bereik kwantitatief te onderbouwen. Afhankelijk van hoe gedetailleerd de onderzochte locaties beschreven zijn in de literatuur, kunnen we in mindere of meerdere mate de bruikbaarheid van die data voor Vlaanderen inschatten.

Het was onmogelijk om voor elke bron de betrouwbaarheid nauwkeurig in te schatten. Als proxy voor betrouwbaarheid werd een label aan abiotische bereiken gegeven die de status ervan weergeeft (zie Tabel 1), gebaseerd op de bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid.

De bereiken afgeleid met eigen data worden als meer betrouwbaar beschouwd dan deze afgeleid uit literatuur omdat dit proces gepaard ging met minder onzekerheden.

Tabel 1: Status voor abiotische bereiken. Een meer donkere groene kleur wijst op minder onzekerheden en betere toepasbaarheid in Vlaanderen.

Code status	Status
Dp	bereiken berekend met INBO-data, predictie-intervallen, LSVI bekend
Dt	bereiken bepaald d.m.v. Titanmethode (Baker & King 2010), LSVI onbekend
Dk	bereiken berekend met INBO-data, kwantielen, te weinig data om predictie-intervallen te berekenen
Lg	bereiken afgeleid uit literatuur (LSVI duidelijk aangegeven)
Lk	bereiken afgeleid uit literatuur (LSVI afgeleid, gebaseerd op standplaatskarakteristieken)



4 KRW-RICHTWAARDEN VERSUS EEN GUNSTIG ABIOTISCH BEREIK

Luc Denys & An Leyssen

Het waterbeleid hanteert reeds een aantal abiotische karakteristieken om biologische kwaliteitsdoelstellingen te realiseren. Deze zijn gedifferentieerd op het niveau van Vlaamse watertypes. Hoe verhouden deze zich tot een gunstig abiotisch bereik?

4.1 KRW/DIW-RICHTWAARDEN VOOR STILSTAANDE WATEREN

Tabel 2 geeft de types stilstaande wateren die in Vlaanderen beschreven zijn. Deze typologie is afgeleid uit de verdeling van verschillende organismengroepen, waaronder water- en oeverplanten, in de levensgemeenschap van 186 Vlaamse wateren langs de voornaamste abiotische gradiënten (Denys 2009).

Tabel 2: Meertypes sensu KRW/DIW.

Ad	alkalisch duinwater
Ai	ondiep ionenrijk, alkalisch meer
Ami	ondiep matig ionenrijk, alkalisch meer
Awe	diep, eutroof, alkalisch meer
Awom	diep, oligotroof tot mesotroof, alkalisch meer
CFe	circumneutraal, ijzerrijk meer
Czb	circumneutraal, zwak gebufferd meer
Cb	circumneutraal, sterk gebufferd meer
Zs	sterk zuur meer
Zm	matig zuur meer
Bzl	zeer licht brak meer
Bs	sterk brak meer

Voor de diverse Vlaamse meertypes (tabel 2) worden in Vlarem II richtwaarden gegeven voor meetvariabelen die, in overeenstemming met de KRW-voorschriften, in relatie staan tot thermische omstandigheden, zuurstofhuishouding, zoutgehalte, verzuringstoestand, nutriënten en 'diversen' (BVR 2010). Er is niet noodzakelijk sprake van een 1-op-1 relatie tussen elke meetvariabele met een opgegeven richtwaarde en een bepaalde druk. Deze richtwaarden hebben ook een uiteenlopende geschiedenis.

Voor de meeste variabelen zijn richtwaarden ingegeven op basis van eerdere normen en buitenlandse normering. Voor de totaalfosforconcentraties (TP) hebben de ontwikkeling van nieuwe ecologische beoordelingsmethoden en de internationale interkalibratieprocedures voor de implementatie van de KRW een rol gespeeld bij het tot stand komen van richtwaarden. De afleiding van de KRW/DIW-richtwaarden voor totaalfosfor (TP) in Vlaamse meren is door Denys & Van Wichelen (2007) toegelicht.

Op individuele basis (waterlichaam) kan een uitzondering gemaakt worden op de algemene richtwaarden i.f.v. KRW/DIW-doelstellingen voor bepaalde sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen. Dit is enkel mogelijk als aangetoond kan worden dat de generieke doelstellingen wellicht niet gehaald kunnen worden ten gevolge van hydromorfologische wijzigingen ten behoeve van specifieke nuttige doelen van het waterlichaam. Mogelijke afwijkingen zijn beperkt tot: opgeloste zuurstof, elektrische geleidbaarheid, chloride, sulfaat,

pH en biologische parameters (BVR 2010, Art. 2.3.1.3.). Deze aanpassingen worden vermeld in de Stroomgebiedbeheerplannen. Dit neemt niet weg dat ook in sterk veranderde waterlichamen kwetsbare flora en fauna adequaat beschermd dienen te blijven (Schmedtje & Kremer 2011; Denys *et al.* 2014).

4.2 KRW/DIW-RICHTWAARDEN VOOR STROMENDE WATEREN

In overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water worden waterlopen onderverdeeld in een aantal types (Tabel 3).

Tabel 3: Waterlooptypes sensu KRW/DIW.

Bk	kleine beek
BkK	kleine beek Kempen
Bg	grote beek
BgK	grote beek Kempen
Rk	kleine rivier
Rg	grote rivier
Rzg	zeer grote rivier
Pz	zoete polderwaterloop
Pb	brakke polderwaterloop

Voor waterlopen worden in Vlarem II eveneens meetvariabelen gebruikt die in relatie staan tot thermische omstandigheden, zuurstofhuishouding, zoutgehalte, verzuringstoestand, nutriënten en diversen. Ook hier is niet noodzakelijk sprake van een 1-op-1 relatie tussen een variabele met een opgegeven richtwaarde en een bepaalde druk. Deze milieukwaliteitsnormen gelden ook voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen.

De KRW/DIW-richtwaarden zijn o.a. gebaseerd op een synthese door Schneiders (2007) van literatuur m.b.t. eutrofiëring, data voor Vlaamse laaglandbeken en voorgestelde klassengrenzen in de buurlanden. Richtwaarden voor bijkomende variabelen zijn ingegeven op basis van eerdere normen en buitenlandse normering.

4.3 RELATIE N2000-HABITATYPES EN KRW/DIW-WATERTYPES

Tabel 4 geeft het potentieel voorkomen weer van aquatische habitattypes over de Vlaamse watertypes volgens Denys (2009)⁵. Merk op dat hierin, in tegenstelling tot BVR (2010), het watertype Ami opgedeeld is in een matig voedselrijk en een meso- tot oligotroof subtype. Dit laatste is in Vlaanderen zeer beperkt vertegenwoordigd. Nagenoeg alle habitattypes kunnen in meerdere watertypes tot ontwikkeling komen, zij het niet altijd in optimale vorm. Habitatype 2190 partim 'open water' (2190A) is een uitzondering omdat het een landschapsgebonden type betreft (vochtige duinpannen). Het kan biotische kenmerken vertonen van habitatype 3140 (kranswiervegetaties) of, zelden, habitatype 3130 (oeverkruidgemeenschappen) en dan ook ± gelijkaardige abiotische vereisten stellen, maar is, zowel naar soortensamenstelling als abiotische randvoorwaarden, niet tot deze twee habitattypes te herleiden.

⁵ Habitatype 3270 wordt hier niet behandeld wegens de afwezigheid van kritische relaties tussen waterkwaliteit en habitatkwaliteit en het semi-terrestrisch karakter.

Tabel 4: Potentiële verdeling van aquatische habitattypes over de Vlaamse watertypes (deels naar Denys 2009). Een suboptimaal voorkomen is aangegeven met een kleiner symbool. Het habitatsubtype 2190A kan de verschijningsvorm van al de habitattypes tussen haakjes vertonen (louter theoretisch wat habitatype 3110 betreft), maar is hier niet toe beperkt.

Watertype	Omschrijving	Habitatype							
		vochtige duinvalleien	van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition	kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische <i>Chara</i> ssp. vegetaties	mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (<i>Littorelletalia uniflora</i>)	oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren subtype Isoeto-Nanojuncetea	oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren subtype <i>Littorelletalia uniflorae</i>	dystrofe natuurlijke poelen en meren	Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het <i>Ranunculion fluitans</i> en het <i>Callitriche-Batrachion</i>
		2190A	3150	3140	3110	3130b	3130a	3160	3260
Bzl	zeer licht brakke wateren	-	-	X	-	-	-	-	-
Ad	alkalische duinwateren	X	-	(2190)	(2190)	(2190)	(2190)	-	-
Ai	alkalische, ionenrijke wateren	-	X	X	-	-	-	-	-
Ami	Ami-e Ami-om	-	X	X	-	-	-	-	-
Aw	Aw-e Aw-om	-	X	X	-	-	-	-	-
Cb	circumneutrale, sterk gebufferde wateren	-	X	X	X	x	X	-	-
CFe	circumneutrale, ijzerrijke wateren	-	x	X	-	x	x	-	-
Czb	circumneutrale, zwak gebufferde wateren	-	-	X	X	x	X	-	-
Zm	matig zure wateren	-	-	-	X	X	X	X	-
Zs	sterk zure wateren	-	-	-	-	-	x	X	-
Bk	kleine beek	-	-	-	-	-	-	-	X
BkK	kleine beek Kempen	-	-	-	-	-	-	-	X
Bg	grote beek	-	-	-	-	-	-	-	X
BgK	grote beek Kempen	-	-	-	-	-	-	-	X
Rk	kleine rivier	-	-	-	-	-	-	-	X
Rg	grote rivier	-	-	-	-	-	-	-	X
Rzg	zeer grote rivier	-	-	-	-	-	-	-	X
Pz	zoete polderwaterloop	-	-	-	-	-	-	-	-

////////////////////////////////////

Watertype	Omschrijving	Habitatype							
		vochtige duinvalleien	van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition	kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische <i>Chara</i> ssp. vegetaties	mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (Littorelletalia uniflora)	oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren subtype Isoeto-Nanojuncetea	oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren subtype Littorelletalia uniflorae	dystrofe natuurlijke poelen en meren	Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het <i>Ranunculion fluitans</i> en het <i>Callitriche-Batrachion</i>
		2190A	3150	3140	3110	3130b	3130a	3160	3260
Pb	brakke polderwaterloop	-	-	-	-	-	-	-	-

4.4 INTEGRATIE NORMEN KRW/DIW - N2000

De Vlare II richtwaarden dienen naast een **goede ecologische structuur**, in zoverre dat deze af te leiden valt uit overeenkomst van de gemeenschapssamenstelling, –opbouw en biomassa van de kwaliteitselementen (fytoplankton, fyto-benthos, macrofyten, macro-invertebraten en vissen), een **duurzaam goed ecologisch functioneren** van het ecosysteem in een waterlichaam te garanderen, dit alles met de verwachtingen eigen aan het watertype. De waarden gelden voor waterlichamen met natuurlijke hydromorfologische omstandigheden. Ze dienen een toestand te verzekeren waarin de intensiteit en frequentie van ongewenste fenomenen (bijv. overmatige ontwikkeling van bepaalde biota met negatieve gevolgen voor andere biota⁶, ontwikkeling van toxische cyanobacteriën, overschrijding van het zelfreinigend vermogen,...) niet boven de natuurlijke waarden voor het watertype uit stijgen. De begrenzing van een goede ecologische toestand (een voor elk biologisch kwaliteitselement internationaal afgestemd kwaliteitsniveau) wordt daarom in belangrijke mate bepaald door de wijze van functioneren. Door een gedifferentieerde abiotische normstelling voor watertypes, waaraan waterlichamen met vergelijkbare kenmerken toebedeeld kunnen worden, probeert de KRW de doelstellingen voor een goed functioneren van watersystemen en hun biodiversiteit aan de natuurlijke variatie in een geografisch toepassingsgebied te koppelen. De spreiding van KRW-richtwaarden voor de gekozen fysisch-chemische kenmerken over de verschillende Vlaamse watertypes is voor sommige variabelen aanzienlijk, voor andere onbestaande.

De grenzen van een bereik voor een gunstige staat van instandhouding richten zich op het voorzien van de specifieke structuren en functies voor het voortbestaan op lange termijn van een specifiek biotisch aspect, een habitat(sub)type, dat voldoet aan de LSVI-criteria voor een gunstige staat. Ze zijn daarmee niet enkel aanvullend, maar mogelijk ook meer beperkend dan de algemene kwaliteitsbepalingen van Vlare II. Artikel 4.2 van de KRW en de Vlaamse

⁶ Niet onbelangrijk in dit verband is dat bijvoorbeeld, het verlies van macrofyten door versnelde aanwas van algen in meren evenzeer als een ongewenst verschijnsel moet beschouwd worden (o.a. Poikane *et al.* 2014).



wetgeving (Van Hoydonck 2013) stipuleren immers dat de meest stringente doelstelling van toepassing zal zijn.

Gunstige staat en ecologisch functioneren

“In general, good ecological status/potential of a water body will contribute to the favourable conservation status of species and habitats. Nonetheless, there are cases in which good ecological status/potential may not be sufficient to meet the specific objectives of BHD.” (Schmedtje & Kremer 2011, p. 22).

De gunstige LSVI van een aquatisch habitatype kan niet onafhankelijk gezien worden van een goede ecologische toestand en vereist nagenoeg steeds de realisatie van de abiotische KRW/DIW-kwaliteitsdoelstelling voor elk natuurlijk oppervlaktewater.

In aquatische systemen is er een sterke wisselwerking tussen het ecologisch functioneren (de manier waarop de energie- en stoffenhuishouding gebeurt) en de biotische structuur. Aquatische habitatypes ontsnappen daarom niet aan de randvoorwaarden voor een goed ecologisch functioneren. Bij uitbreiding is dit tevens het geval voor typische soorten die van het habitatype afhankelijk zijn. De normering per watertype geeft, in grote lijnen, aan bij welke omstandigheden het goed ecologisch functioneren in het gedrang komt (m.a.w. de context).

Een voorbeeld hiervan vinden we bij de sleutelrol van de kwaliteitselementen ‘fytoplankton’ en ‘macrofyten’ (water- en oeverplanten) als primaire producenten in ondiepe meren. Bij een goede ecologische toestand wordt van beide hooguit een beperkte antropogene productiviteitsverandering toegestaan, mede vanuit overwegingen met betrekking tot het risico op ‘ongewenste verschijnselen’ (bijv. vissterfte), maar tevens wordt aan macrofyten een dominante positie in het voedselweb toebedeeld. In ondiepe wateren zullen macrofyten- en fytoplanktondominantie als alternatieven optreden en zichzelf door positieve terugkoppelingen versterken (o.a. Scheffer 1998). Het eindresultaat, macrofyten- of fytoplanktondominantie zal heel eigen biodiversiteitskenmerken vertonen, ook wat hogere trofische niveaus betreft. Een goede ecologische toestand impliceert hier dominantie van waterplanten. Fytoplanktondominantie zorgt immers voor een hoge frequentie van ongewenste verschijnselen en verpaupering of totale afwezigheid van ondergedoken vegetaties. Elk habitatype dat gekenmerkt wordt door bepaalde ondergedoken groeiende waterplanten zal in dergelijke omstandigheden negatief evolueren en op termijn teloor gaan.

Aquatische habitatypes worden gekenmerkt door welbepaalde soortencombinaties en/of omgevingskenmerken (bijv. dystrofie, vochtige duinvalleien,...). Onder invloed van menselijke verstoring kan het soortenspectrum in een waterlichaam van een bepaald watertype verschuiven naar dit van een ander watertype, maar binnen de grenzen van eenzelfde habitatype blijven, of aanleiding geven tot een ander habitatype. Ook dan blijft het duurzaam karakter van een habitat echter afhankelijk van het ecologisch functioneren van het waterlichaam waarin het zich bevindt. De abiotische marges voor een goede ecologische toestand geven uiteraard wel enige speelruimte om bepaalde habitatdoelstellingen te laten afwijken van een niet door de mens gewijzigde, strikt natuurlijke, situatie en een herstelbeleid in die zin te voeren (zie bijv. Denys & De Blust 2007).

Toch kan met het oog op de habitatdoelstellingen nog een verdere aanscherping van abiotische doelstellingen dan een ‘goede ecologische toestand’ nodig zijn. In de meeste gevallen zal een habitatype slechts een deel van de variatie in de normale levensgemeenschap van een watertype omvatten. Ook de criteria die bij de bepaling van de LSVI gebruikt worden

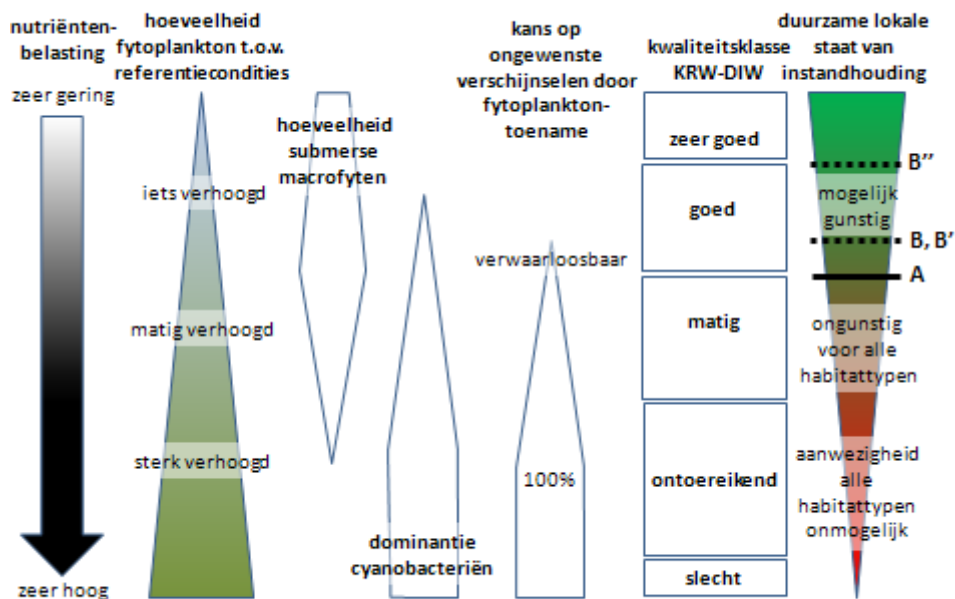
verschillen van deze die voor de ecologische toestand een rol spelen. In dit geval kunnen meer specifieke voorwaarden nodig zijn om aan de vastgestelde nood tot specifieke bescherming tegemoet te komen. Een goede toestand volgens de KRW kan in vele gevallen dus gepaard kunnen gaan met een gunstige LSVI, maar dit is niet noodzakelijk altijd het geval. Indien een matige ecologische toestand volgens de KRW toch nog een gunstige LSVI vertoont, is het waarschijnlijk dat deze laatste niet gehandhaafd zal blijven⁷. Bij een zeer goede ecologische toestand (geen beduidende menselijke invloed) blijft normaliter elk habitatype dat in het desbetreffende watertype thuishoort van risico gevrijwaard, *tenzij* het van nature slechts duurzaam zou voorkomen in een beperkt deel van de *natuurlijke* variatie in het watertype⁸. In figuur 8 wordt dit schematisch geïllustreerd voor het voorbeeld van eutrofiëringsdruk op meren.

Ten behoeve van de eerste stroomgebiedbeheerplannen is door Van Looy *et al.* (2008) voor Vlaamse oppervlaktewaterlichamen die in SBZ gelegen zijn, of deze doorkruisen, generiek de hoogste kwaliteitsnorm, i.c. de richtwaarden 'zeer goed / goed', bepleit teneinde de meer eutrofiëringsgevoelige faciës van het habitatype te ondersteunen en de ontwikkelingsmogelijkheden voor nieuw te realiseren habitat te optimaliseren. Inhoudelijk is er immers een sterker verband tussen een zeer goede ecologische toestand en een goede staat van instandhouding *sensu* 't Jollyn *et al.* (2009) voor alle verschijningsvormen van een habitatype, alsook met de beduidend strengere abiotische randvoorwaarden voor ecologisch herstel. Zodoende staan de richtwaarden voor een zeer goede toestand dicht bij het begrip streefwaarde. De studie van Van Looy *et al.* (2008) werkte enkel milieukwaliteitsnormen uit voor waterlichamen in SBZ-gebieden voor nutriënten, zuurstof en watertemperatuur. Er werd aanbevolen om de strengere norm ook te gebruiken voor fosforconcentraties in het water van laaglandrivieren waarin het habitatype 3260 vertegenwoordigd is.

⁷ Dit impliceert een reëel risico op een 'significant effect' bij overschijding van de richtwaarden voor een goede ecologische toestand.

⁸ De soortensamenstelling van een bepaald habitatype dient volgens de biologische beoordelingsmaatlaten voldoende overeen te stemmen met deze die in een goede of zeer goede ecologische toestand wordt verwacht. Het (natuurlijke) watertype bepaalt dus welke habitatypes 'mogen' voorkomen.





Figuur 10: de relatie tussen ‘ongewenste verschijnselen’ in meren tengevolge van verhoogde fytoplanktonbiomassa door eutrofiëring, de ecologische kwaliteit (naar Poikane *et al.* 2014, gewijzigd) en een duurzame lokale staat van instandhouding van habitattypen uit stilstaand water. A en B zijn twee habitattypen die in het watertype kunnen voorkomen, B’ en B’’ zijn twee habitatsubtypes met verschillende abiotische vereisten.

Aard van criteria

In de zoektocht naar relevante gunstige abiotische bereiken voor aquatische habitats zijn, naast KRW-richtwaarden en habitatspecifieke gegevens, in een aantal gevallen ook waarden voor meer algemene kenmerken die verband houden met de LSVI-criteria in acht genomen (bv. het aantal taxa hydrofyten, ...). Bij de keuze van voor de effectgroepen relevante milieuv variabelen (voor zover niet vermeld door BVR 2010) is rekening gehouden met systeemkennis (zie bv. Arts *et al.* 2007), elders voorgestelde monitoring (bv. Moss *et al.* 1996, 2003), multivariate verbanden met de vegetatiesamenstelling (zie bijv. Denys 2009, Leyssen *et al.* 2014) en courant aangetoonde, of logischerwijze aan te nemen, onderlinge relaties. Louter kwalitatieve descriptoren waarvoor het bereik niet numeriek gedefinieerd is door een literatuurbron (bijv. ‘eutroof’ zonder opgegeven bereik voor een nutriënt), zijn echter niet in aanmerking genomen, vermits dit tot te grote onduidelijkheid leidt. Er is evenmin ingegaan op zeer algemene omgevingskenmerken die reeds door Leyssen *et al.* (2009) beschreven zijn (permanentie van water, bodemtype,...). Ook biologische kenmerken die de abiotische omstandigheden beïnvloeden zijn niet in rekening gebracht, hoewel deze in bepaalde gevallen een duidelijk verband met de toestand van een habitat kunnen vertonen (bv. hoewel in bepaalde gevallen een rechtstreeks verband verwacht mag worden tussen de hoeveelheid chlorofyl a en de LSVI, is dit niet beschouwd vanwege het biologisch karakter van deze

variabele). Tot slot zijn nagenoeg enkel in de waterkolom gemeten variabelen weerhouden. Dit neemt niet weg dat ook waterbodem- en poriewaterkarakteristieken belangrijk kunnen zijn. De Access-databank 'referentiewaarden' (zie 4.3) geeft evenwel ook een overzicht van alle waterbodem- en poriewaterkarakteristieken die in de literatuur werden teruggevonden.



5 BEPALING VAN KRITISCHE N-DEPOSITIEWAARDEN

Maarten Hens en Johan Neiryck (2013)

5.1 BEPALING VAN KRITISCHE DEPOSITIEWAARDEN

Zowel internationaal als nationaal werd er een groot volume aan zowel experimenteel als modelmatig onderzoek verricht om voor verschillende bodems en vegetaties kritische depositiewaarden voor stikstofdepositie te bepalen. Binnen het kader van de Convention on long-range transboundary air pollution (CLRTAP) van de United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) wordt alle informatie m.b.t. stikstofeffecten op in Europa voorkomende habitattypes verzameld. De resultaten van al die studies worden door een reeks wetenschappelijke instellingen en kenniscentra geanalyseerd en geïntegreerd om tot kritische depositiewaarden te komen.

Voor de bepaling van de kritische depositiewaarden of kritische lasten wordt zowel vertrokken vanuit empirisch onderzoek (rond stikstofadditie) als uit bodembalansmodellen. Voor wat betreft dit laatste worden kritische lasten bepaald op basis van een statische massabalans, waarbij het aanvaardbare langetermijnniveau van atmosferische depositie berekend wordt voor een ecosysteem dat in evenwicht is met de depositie (steady-state massa balans). In Vlaanderen werden in de periode 2000–2002 een reeks studies uitgevoerd om kritische depositiewaarden te bepalen aan de hand van de statische massabalansmethode (Janssen & Mensink 2002, Meykens & Vereecken 2001, Langouche *et al.* 2002).

De voorbije jaren werd vooral in Nederland een onderzoeksinspanning geleverd om de internationaal beschikbare kennis rond kritische depositiewaarden te koppelen aan de duurzame instandhouding van de habitattypes uit de bijlagen van de Habitatrichtlijn (Van Dobben *et al.* 2012; De Vries *et al.* 2007; Bobbink & Hettelingh 2011). De kritische N-depositiewaarde wordt hierbij gedefinieerd als de grens waarboven de kwaliteit van het habitatype significant wordt aangetast door de verzurende en vermestende invloed van atmosferische stikstofdepositie. Effectieve verzuring/vermesting treedt pas op indien de depositie uitstijgt boven een bepaald niveau, de 'critical load' of 'duurzaam depositieniveau'. Bijgevolg is de 'kritische last' een uitstekende maat om het effect van de verzurende/vermestende depositie te beoordelen in relatie tot de duurzame instandhouding van habitattypes. Uit de internationaal gehanteerde definitie van het concept 'kritische depositiewaarden' volgt dat de kritische depositiewaarden in het IHD-beleid als grenswaarden moeten gehanteerd worden.

5.2 KRITISCHE LASTEN PER HABITATYPE

Voor het ontwerpen en uitvoeren van het instandhoudingsdoelstellingen (IHD)-beleid is er nood aan kritische depositiewaarden voor stikstof per Natura 2000 habitatype. Zowel de Europese empirische kritische depositiewaarden, als de Vlaamse 'steady-state massa balans' - kritische lasten, zijn geformuleerd voor ecosysteemtipes die elk meerdere habitat(sub)tipes omvatten.

////////////////////////////////////

In Nederland publiceerden van Dobben & van Hinsberg (2008) een set van concrete en unieke KDW voor alle in Nederland voorkomende Natura 2000 habitattypes. In 2012 werd deze studie geactualiseerd en uitgebreid (van Dobben *et al.* 2012). De actualisering van de KDW door van Dobben *et al.* (2012) is er gekomen als gevolg van een actualisering in 2010 van de door UNECE op Europees vlak vastgestelde bandbreedtes voor kritische depositiewaarden (Bobbink & Hettelingh 2011). De methodiek in beide studies is dezelfde en combineert op systematische wijze empirische KDW, modelmatig berekende KDW en, waar nodig, deskundigenoordeel om te komen tot unieke KDW per habitat(sub)type. Volgende werkwijze werd gevolgd:

- Per habitat werd bepaald of er een door de UNECE vastgestelde empirische KDW-range beschikbaar was. Indien wel, dan werd deze range gepreciseerd tot een concrete KDW met behulp van modeluitkomsten en (zo nodig) deskundigenoordeel.
- Als er geen empirische KDW-range beschikbaar was, was de gemiddelde modeluitkomst voor dat type bepalend voor de KDW.
- Als er ook geen modeluitkomst beschikbaar was, was een (onderbouwd) deskundigenoordeel bepalend voor de KDW.

De empirische KDW-ranges zijn opgemaakt op niveau van EUNIS-ecosysteemtipes. Een EUNIS ecosysteemtype omvat veelal meerdere Natura 2000 habitattypes.

Voor de modelberekeningen uitgevoerd in van Dobben *et al.* (2012) werd voor een groot deel van de in Nederland voorkomende vegetatietypes het geïnverteerd dynamisch model SMART2¹ toegepast. Dat model geeft per plantengemeenschap en per bodemtype, voor (sub)associaties die op meer dan één bodemtype voorkomen, unieke uitkomsten.

Zowel de op Europees niveau vastgestelde ranges van empirische kritische lasten, als de studie van van Dobben & van Hinsberg uit 2008, zijn voorwerp geweest van een uitvoerige internationale review. De gehanteerde methode werd beoordeeld als: *'The proposed methodology is a great step forward in applying science based effect thresholds in local and national environmental policy. The overall methodology is sound, and probably the best method available for setting critical loads for the very large number of nature types covered by the Habitats directive.'*

In Hens & Neiryck (2013) wordt een samenvattend overzicht gegeven van de habitattypespecifieke KDW's volgens van Dobben & van Hinsbergen (2008) en van Dobben *et al.* (2012). Aanvullend wordt ook het bereik van KDW gegeven voor het EUNIS ecosysteemtype waartoe het habitatype behoort (van Dobben & Hettelingh, 2011). In het overzicht werden enkel de habitattypes opgenomen die ook in Vlaanderen voorkomen. De herziening door van Dobben *et al.* (2012) leidde voor een aantal habitattypes tot een verlaging van de kritische last, tot aan de ondergrens van de UNECE-waarden. Dit geldt bijvoorbeeld voor zilte pionierbegroeiingen (1310) en graslanden (1330), slijkgraslanden (1320) en natte heide (laagveengebied) (4010B). Voor onder andere zwak gebufferde vennen (3130), kranswierwateren op hogere zandgronden (3140 hz) en hoogvenen (7110/7120) resulteerde de herziening tot een verhoging van de kritische depositiewaarde.



Voor verdere details inzake eventuele aannames en bruikbaarheid van de kritische depositiewaarden per habitattype, verwijzen we naar bijlage 1 van het rapport van van Dobben *et al.* (2012). Hetzelfde rapport bevat ook een lezenswaardige toetsing van de gebruikte methode aan het voorzorgsbeginsel en geeft ook een aantal aandachtspunten voor het praktische gebruik van kritische depositiewaarden in (ruimtelijke) rekenmodellen zoals AERIUS en VLOPS.

Om op korte termijn habitattype-specifieke kritische depositiewaarden voor stikstof vast te stellen, lijkt de beste keuze om de Nederlandse kritische depositiewaarden (van Dobben *et al.* 2012) over te nemen. Deze set heeft het voordeel dat:

- ze met een systematische, reproduceerbare en internationaal gereviewde en erkende methodologie tot stand is gekomen;
- de gebruikte methodologie internationaal beschouwd wordt als de best beschikbare methode om bestaande kennis m.b.t. kritische depositiewaarden om te zetten naar een habitattype-specifieke set KDW;
- ze waarden bevat voor alle habitat(sub)types die in Vlaanderen voorkomen, met uitzondering van:
 - beukenbossen van het type Asperulo-Fagetum (9130)
 - Midden-Europese kalkminnende beukenbossen behorende tot het Cephalanthero-Fagion (9150)
 - Naar oppervlakte is hierbij vooral habitattype 9130 (3.200 ha) een belangrijk habitattype in Vlaanderen.
- er met betrekking tot de grensoverschrijdende problematiek van stikstofemissie en – depositie gewerkt kan worden met eenzelfde beoordelingskader inzake stikstofgevoeligheid van Natura 2000 habitattypes.

5.3 BIJKOMENDE AANPASSINGEN

In functie van de N-overschrijdingskaart die in 2015 werd opgemaakt (Cools *et al.* 2015) werd een bijkomende verfijning aangebracht in de indeling van habitattypes in habitatsubtypes overeenkomend met de meest recente Habitatkaart. Nadien werden nog een aantal aanpassingen uitgevoerd bij de opmaak van de praktische wegwijzer voor eutrofiëring via de lucht (ANB 2015). In deze rapportage is de meest recente lijst met N-depositiewaarden opgenomen. Het volgende werd aangepast:

Voor habitat **4010** (Noord-Atlantische vochtige heide) bedroeg de range 11-17 N/ha/j. Men onderscheidt in Nederland 2 subtypes (op hogere zandgrond en in laagveengebied). Het subtype “vochtige heide op hogere zandgrond” (KDW: 17) werd voorbehouden voor habitattype 4010. Het subtype op veengrond wordt in Vlaanderen gecodeerd als 7140,oli (Natte heide en venoevers met hoogveensoorten) en kreeg bijgevolg de waarde van 11 kg N/ha/j (ipv range: 7 -11).

2180: Beboste duinen van Atlantische, Continentale en Boreale kustgebied: de range bedroeg hier: 15-20 kg N/ha/j. Hierbij werd door het INBO de KDW overgenomen van H2180Ao (droge duinbossen, 20 kg N/ha/j) ipv de KDW van het andere droge duinbostype (droog berken-eikenbos met KDW van 15 kg N/ha/j).

2190: Overige waterrijke vegetaties in de duinen (30 kg N/ha/j) naar analogie met Nederlands habitatsubtype (Vochtige duinvaleien (open water) (matig) eutrofe variant). De duinpannen met kalkminnende vegetaties (2190_mp) kreeg 20 kg N/ha/j naar analogie met Van Dobben kalkrijke vochtige duinvaleien (H2190B)

7110 (actief hoogveen) kreeg de ondergrens van 7 kg N/ha/j naar analogie met Nederlandse habitatsubtype H7110 A. Dit habitattype is uiterst gevoelig en is nauwelijks aanwezig in Vlaanderen (1.5 ha).

De range van de **alluviale bossen** (26,28, 34) werd verfijnd daar nieuwe habitatsubtypes aanwezig waren in habitatkaart van 2014. Daarbij werden lagere KDW's (26) toebedeeld aan habitatsubtypes die meer gevoelig waren (lagere grondwaterstand, minder bufferend vermogen).



6 GUNSTIGE ABIOTISCHE BEREIKEN PER HABITATTYPE

6.1 KUST EN ZILTE HABITATS

Bart Vandevoorde



Foto 1: Twee habitattypes aan elkaar grenzend. Op de voorgrond habitatype 1310_zk (Eenjarige pioniersvegetaties van slik en zandgebieden met *Salicornia*-soorten en andere zoutminnende planten, buitendijkse variant) en op de achtergrond habitatype 1320 (Schorren met slijkgrasvegetatie (*Spartinion maritimae*)) (Bart Vandevoorde).

Onder kust en zilte habitats ressorteren verschillende (terrestrische) habitattypes die in meer of mindere mate in contact komen met zout of brak water (grondwater, oppervlaktewater). De hoge saliniteit van het water heeft een determinerende impact op de soortensamenstelling en -structuur van de verschillende habitattypes. Naast de saliniteit heeft ook de hydrodynamiek een sterk sturende invloed op de habitattypes, enerzijds buitendijks via getijdeninvloed (estuaria) en anderzijds binnendijks via grond- en oppervlaktewaterdynamiek. Tot slot heeft ook het intern beheer een invloed op de structuur- en soortensamenstelling van de verschillende habitattypes.

Successie speelt een belangrijke rol in deze vaak hoogdynamische habitattypes en leidt vaak tot overgangsvormen tussen het ene en het andere habitatype of binnen het habitatype. Zo

zal slik evolueren naar schor (1310/1320/1330) door het verminderen van de hydrodynamiek. Door sedimentatie van in het overstromingswater gesuspendeerd materiaal verhogen de slikken en schorren en verlaagt bijgevolg de hydrodynamiek (verminderde overstromingsfrequentie en overstromingsduur, gewijzigde drainage) wat successie in de hand werkt. In binnendijkse systemen is vooral de duur van de winterse overstromingen doorslaggevend voor het onderscheid tussen de verschillende vegetaties (1310, 1330).

Successie kan eveneens gestuurd worden door veranderingen in de saliniteit. Verzoeting van zoutwaterschorren leidt bijvoorbeeld tot het verdwijnen van zouttolerante plantensoorten (Westhoff & Sykora 1979), terwijl zouttolerante plantensoorten verzoete schorren opnieuw kunnen koloniseren bij verhogen van de saliniteit (Roman *et al.* 2002). Ook het wegvallen van beheer kan de successie in een bepaalde richting duwen. Het stopzetten van begrazing op brakwaterschorren doet riet (*Phragmites australis*) toenemen ten koste van zilte graslanden met gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*), zilte rus (*Juncus gerardii*), fioringras (*Agrostis stolonifera*), etc. Successie kan in hoogdynamische systemen dermate snel verlopen dat habitattypes uit een gebied kunnen verdwijnen. Zo'n snelle successie kan daarenboven samenhangen met verstoringen, bijvoorbeeld door ingrepen die de hydrodynamiek beïnvloeden in de zilte habitats.

De habitattypes 1310 "Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met *Salicornia*-soorten en andere zoutminnende soorten (*Thero-Salicornietalia*)" en 1330 "Atlantische schorren (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*)" zijn beide opgesplitst in een binnen- en een buitendijkse variant (Decler 2007; De Saeger *et al.* 2008c). De factoren die mee bepalend zijn voor de lokale staat, zijn binnendijks immers soms heel anders dan buitendijks. Zo wordt bijvoorbeeld binnendijks de saliniteit beïnvloed door het grondwater, terwijl dat buitendijks afhankelijk is van het getijwater. Reliëfrijke binnendijkse zilte graslanden vertonen vaak ook een sterke verticale gradiënt in saliniteit in het poriënwater, samenhangend met de hydrodynamiek. Dit indiceert dat deze gebieden extra gevoelig zijn voor verdroging.

De pioniersvegetaties van het zeevetmuurverbond (*Saginion maritimae*) horen tot habitatype 1310 (Decler 2007). Ze verschillen echter dusdanig van de zeekraalvegetaties dat hiervoor aparte gunstige bereiken voorgesteld zijn (1310_zv).

Habitatype 1310 Eenjarige pioniersvegetaties van slik en zandgebieden met *Salicornia*-soorten en andere zoutminnende planten

Habitatsubtype 1310_pol: binnendijks gelegen zeekraalvegetaties

Dit habitatsubtype kan, net zoals de overige habitatsubtypes die vallen onder kust en zilte habitats, enkel voorkomen op standplaatsen met een voldoende hoge saliniteit of chloriniteit. Dit geldt voor zowel de bodem, het grondwater als het bodemvocht van deze standplaatsen. Ook voldoende hoge grondwaterstanden gedurende het hele jaar zijn cruciaal net als inundaties tijdens het winterhalfjaar om het pionierskarakter van de standplaats te garanderen. Het overstromingswater of oppervlaktewater dient vanzelfsprekend ook voldoende hoge gehalten aan zout te bevatten. Naar dit habitatsubtype is alsnog weinig onderzoek verricht waardoor verfijning van een gunstig bodemkundig, hydrologisch en hydrochemisch bereik mogelijk is.

Ertsen *et al.* (1998) calibreerde Ellenbergwaarden voor onder andere saliniteit op basis van gemeten chlorideconcentraties in het grondwater en de bodem. Uit de berekende modellen bleek dat kenmerkende halofiele of halotolerante plantensoorten meer kans van voorkomen

hadden bij chloridegehalten in het grondwater boven de 3000 mg Cl/l. Voor binnendijks gelegen zeekraalvegetaties is dit hoogstwaarschijnlijk een minimum, al kan het chloridegehalte in binnendijkse (en buitendijkse) zeekraalvegetaties sterk schommelen. Schaminée *et al.* (1998) refereert bijvoorbeeld naar chloridegehalten in de bodem die kunnen variëren tussen de 0 en 70 g Cl/l. Indampen kan bovendien leiden tot een verhoogd zoutgehalte in de toplaag van de bodem.

Voldoende hoge grondwaterstanden gedurende het hele jaar zijn eveneens nodig, net als winterse inundaties met overstromings- of oppervlaktewater dat hoge zoutconcentraties bevat (Van Uytvanck & De Blust 2012). Gunstige bereiken zijn voor deze grondwaterstanden alsnog onbekend maar gezien deze vegetaties, lager voorkomen in de hoogtegradiënt dan het habitatsubtype 1330_hpr: binnendijkse zilte vegetaties kan er vanuit worden gegaan dat hogere grondwaterstanden vereist zijn dan voor het habitatsubtype 1330_hpr: binnendijkse zilte vegetaties. Beyen & Meire (2003) en Vandevoorde & Gyselings (2014) geven een gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) van resp. 0,11 en 0,27 m boven het maaiveld. Voor het Habitatsubtype 1310_pol: binnendijks gelegen zeekraalvegetaties zijn hoogstwaarschijnlijk nog hogere grondwaterstanden vereist. Hetzelfde geldt voor de gemiddelde (GG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG).

Inundaties tot diep in het voorjaar werken het pionierskarakter (ijle vegetatie met daartussen veel kale bodem) van dit habitatsubtype verder in de hand.

Wat nutriëntentolerantie betreft zijn weinig grenswaarden gekend, enkel van Dobben *et al.* (2012) geeft een maximaal toegestane kritische stikstofbelasting (N-depositie) van 23 kg N/ha.

Tabel 5: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1310_pol.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
Bodem	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	0-70	Schaminée et al. 1998	Lk
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	3000	Ertsen et al. 1998	Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	23	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.

Habitatsubtype 1310_zk: Buitendijks laag schor met zeekraalvegetaties

Dit habitatsubtype betreft buitendijkse pioniervegetaties die aangetroffen worden op schorren die onder getijdeninvloed staan en overspoelen met zout of brak overstromingswater. Dergelijk habitatsubtype is aan te treffen in de eu- tot mesohaliene zone van estuaria (Schelde, IJzer) of langs de kust in achterduinse strandvlakten (Zwin).

Net als de binnendijkse variant van dit habitattype dient de bodem, het grondwater, het bodemvocht en zeker het overstromingswater een voldoende hoge saliniteit of chloriniteit te hebben. Als criterium kan de minimale waarde van 3000 mg Cl/l gelden (Ertsen *et al.* 1998).

Een tweede bepalende factor is de hydrodynamiek onder de vorm van getijdenwerking. Een voldoende hoge dynamiek is vereist, anders treedt successie op naar een ander vegetatietype. Indien er systematisch netto-sedimentatie plaatsvindt, verhoogt de standplaats geleidelijk en



verlaagt de overstromingsfrequentie en –duur en wijzigt ook de drainage, wat de successie naar een ander vegetatietype faciliteert. Veelal treedt evolutie op naar vegetatietypes die ressorteren onder het habitattype 1330 Atlantische schorren (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*).

Klassiek worden binnen estuaria of getijdenafhankelijke systemen vegetatietypes geplaatst binnen het getijvenster (verticale gradiënt) of de positie dat ze innemen ten opzichte van getijparameters. Zo plaatst Schaminée *et al.* (1998) zeekraalvegetaties binnen het getijvenster rond het gemiddeld hoogwater (GHW).

Anderzijds kan een voldoende hoge hydrodynamiek vertaald worden in een bepaalde overstromingsfrequentie. Bakker *et al.* (1993) en Gyselings *et al.* (2011) geven overstromingsfrequenties aan tussen 50 en 85%. Binnen een getijdensysteem impliceert dit dat een standplaats van dit habitatsubtype in 50-85% van het totaal aantal vloedgolven overstroomt.

Deze brede range is enerzijds te wijten aan de interne variatie binnen dit habitatsubtype. Tot dit habitatsubtype behoren zowel vegetaties met zeekraal (*Salicornia sp.*) als aspectbepalende soort, net als vegetaties met klein schorrenkruid (*Suaeda maritima*) als kenmerkende soort, resp. het *Salicornietum* en *Suaedetum*. Rodwell (2000) geeft voor het *Salicornietum* een overstromingsfrequentie van 85% en voor het *Suaedetum* een range van 41-61%. Anderzijds kan deze brede range ook in verband worden gebracht met het neerwaarts verschuiven van een plantengemeenschap binnen het getijvenster bij dalende saliniteiten (brackish water submergence) (Beeftink 1992).

Net als voor het binnendijks habitatsubtype van 1310 zijn weinig grenswaarden gekend voor plantenlimiterende nutriënten als stikstof (N) en fosfor (P). Enkel een kritische stikstofbelasting voor N-depositie is bepaald: 23 kg N/ha/j (ANB 2015).

Habitatsubtype 1310_zv: Buitendijks hoog schor met zeevetmuurvegetaties (*Saginion maritimae*)

Dit habitatsubtype verschilt sterk van de overige subtypes van 1310. Zeevetmuurvegetaties ontwikkelen zich namelijk als lint- of puntvormige elementen op de overgang van schor naar duin (of dijk) en zijn veelal afhankelijk van verstoringen. Najaars- of winterstormen kunnen bijvoorbeeld een kale bodem doen ontstaan op de hogere schordelen, overgaand naar duin (of dijk). Soorten van het Zeevetmuur-verbond zijn in staat om deze kale, meestal zandige bodem of dit pioniermilieu te koloniseren. Droogte- en zoutstress (verhoogde zoutgehaltes ontstaan door indampen van zout getijwater), kunnen het pioniermilieu enigszins handhaven maar zonder jaarlijkse verstoringen worden ze al snel overgroeid door andere plantengemeenschappen. Dit toont het efemere karakter van deze vegetaties aan. Veelal nemen ze kleine oppervlaktes in, vaak zelfs in bestaande andere vegetaties (i.e. inslaggemeenschap) (Vandenbussche *et al.* 2002c; Schaminée *et al.* 1998).

Afhankelijk van de subassociatie geeft Runhaar *et al.* (2009) verschillende chloridegehaltenes van het grondwater: 300-3000 mg Cl/l voor het *Centauro-Saginetum* en 3000-10000 mg Cl/l voor het *Sagino maritimae-Cochlearietum*.



Tabel 6: Abiotische bereiken voor habitatsubtype habitatsubtype 1310_zk.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status	Subtype
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	3000	Ertsen et al. 1998	Lk	
Grondwater	Gemiddelde voorjaars-grondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	-0,13 - 0,03	Runhaar & Hennekens 2005	Lk	
Inundatiewater	Hoogte t.o.v. getij	Hoogte t.o.v. getij	m		GHW	Schaminée et al. 1998	Lk	
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	50-85	Bakker et al. 1993; Gyselings et al. 2011	Lk,Lk	
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	41-61	Rodwell 2000	Lk	Suaedetum
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	23	ANB 2015	Lg	

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 7: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1310_zv.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status	Subtype
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,22 - 0,41	Runhaar & Hennekens 2005; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk	
Inundatiewater	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	3000-10000	Runhaar <i>et al.</i> 2009	Lk	Sagino maritimae-Cochlearietum
Inundatiewater	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	300-3000	Runhaar <i>et al.</i> 2009	Lk	Centaurio-Saginetum
Luchtkwaliteit	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	21	ANB 2015	Lg	

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 1320: Schorren met slijkgrasvegetatie (*Spartinion maritimae*)

Slijkgrasvegetaties zijn pioniersvegetaties die enkel buitendijks voorkomen op schorren die onder getijdeninvloed staan en overspoelen met zout of brak overstromingswater. Ze zijn bijgevolg enkel aanwezig in de eu- tot mesohaliene zone van estuaria (Schelde, IJzer) of in achterduinse strandvlakten (Zwin).

Net als bij de habitatypes 1310 en 1330 dient de bodem, het grondwater, het bodemvocht en zeker het overstromingswater een voldoende hoge saliniteit of chloriniteit te hebben. Als criterium kan de minimale waarde van 3000 mg Cl/l gelden (Ertsen *et al.* 1998), al prefereren slijkgrasvegetaties mogelijks hogere chloriniteiten zoals door Runhaar *et al.* (2009) aangegeven: 3000-10000 mg Cl/l of meer.

Net als bij het habitatsubtype 1310_zk: Buitendijks laag schor met zeekraalvegetaties is een voldoende hoge hydrodynamiek nodig om dit habitatype in stand te houden. Schaminée *et al.* (1998) plaatst slijkgrasvegetaties binnen het getijdenster (verticale gradiënt) tussen 1 m onder en 0.15 m boven gemiddeld hoogwater (GHW). Bakker *et al.* (1993) en Gyselings *et al.* (2011) geven overstromingsfrequenties aan tussen 50 en 85%, wat gelijkaardig is met habitatsubtype 1310_zk: Buitendijks laag schor met zeekraalvegetaties. Tegenwoordig bestaan deze slijkgrasvegetaties enkel uit Engels slijkgras (*Spartina townsendii*), een invasieve hybride, die in vergelijking met het inheemse klein slijkgras (*Spartina maritima*) een bredere ecologische amplitude hebben en daardoor in concurrentie kan treden met de zeekraalvegetaties (Schaminée *et al.* 1998).

Voor slijkgrasvegetaties is een maximale kritische stikstofbelasting (N-depositie) toegelaten van op 23 kg N/ha/j(ANB 2015).



Tabel 8: Abiotische bereiken voor habitatype 1320.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	3000	Ertsen <i>et al.</i> 1998	Lk
Inundatiewater	Hoogte t.o.v. getij	Hoogte t.o.v. getij	m	OG - BG	GHW-1,00 - GHW+0,10	Schaminée <i>et al.</i> 1998	Lk
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	50-85	Bakker <i>et al.</i> 1993; Gyselings <i>et al.</i> 2011	Lk, Lk
Inundatiewater	Saliniteit	Saliniteit		OG - BG	20,3-32,2	Beeftink 1992	Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	23	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald;
- **GHW:** Gemiddelde Hoogwaterstand.



Habitattype 1330 Atlantische schorren (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*)

Habitatsubtype 1330_da: Buitendijkse schorren

Dit habitatsubtype omvat een veelheid aan vegetatietypes die voorkomen op buitendijkse zout- en brakwaterschorren. Alle vegetatietypes die voorkomen op een zoutwaterschor behoren tot dit habitatsubtype net als het gros van de vegetatietypes op brakwaterschorren. Dergelijke schorren komen zowel voor langs de kust (Zwin) als in estuaria (IJzer, Schelde), een uitgesproken gradiëntmilieu waar zoutwaterschorren geleidelijk overgaan in brakwaterschorren door een dalende saliniteit van het overstromingswater. Zoals bij habitattypen 1310 en 1320 is een hoge saliniteit of chloriniteit vereist van de bodem, het grondwater, het bodemvocht en niet in het minste van het overstromingswater. Als minimale waarde kan 3000 mg Cl/l gesteld worden (Ertsen *et al.* 1998). Afhankelijk van het vegetatietype (subtype in Tabel 9) geeft Beeftink (1992) saliniteiten die variëren tussen 2.1‰ en 36.4‰. Runhaar *et al.* (2009) vermeldt gunstige bereiken voor chloriniteit van 3000-10000 mg Cl/l voor vegetatietypes van brakwaterschorren en >10000 mg Cl/l voor vegetatietypes van zoutwaterschorren.

Binnen dit habitatsubtype speelt successie een belangrijke rol en leidt vaak tot overgangsvormen tussen het ene en het andere vegetatietype binnen het habitatsubtype. Deze successie wordt vooral gestuurd door veranderingen in de hydrodynamiek ten gevolge sedimentatie- en erosieprocessen die de hoogteligging wijzigen. Door sedimentatie van in het overstromingswater gesuspendeerd materiaal verhogen de schorren en verlaagt bijgevolg de hydrodynamiek (verminderde overstromingsfrequentie en overstromingsduur, gewijzigde drainage) wat successie in de hand werkt. De verschillende vegetatietypes van dit habitatsubtype hebben elk hun ecologisch optimum wat hydrodynamiek betreft. Verschillende variabelen laten toe deze hydrodynamiek te kwantificeren (overstromingsfrequentie, overstromingsduur, positie binnen het getijvenster (verticale gradiënt) of de positie dat ze innemen ten opzichte van getijparameters (GHW)).

Verschillende auteurs geven ranges van overstromingsfrequenties waaronder bepaalde vegetatietypes van dit habitatsubtype voorkomen. Deze overstromingsfrequenties variëren van 2 tot 70% (Bakker *et al.* 1993; Criel *et al.* 1999; Gyselings *et al.* 2011; Rodwell 2000). Deze brede range is te wijten aan de brede waaier aan vegetatietypes die onder dit habitatsubtype vallen. Anderzijds kunnen deze vegetatietypes ook gepositioneerd worden binnen het getijvenster, uitgedrukt ten opzichte van een getijparameter. Zo komt het *Puccinellietum typicum* voor op ca. 0,2 m boven gemiddeld hoogwater (GHW), het *Halimionetum* op ca. 0,3 m boven GHW en het *Festucetum* en *Artemisietum* op ca. 0,45 m boven GHW (Beeftink 1992).

Wat nutriënten betreft, zijn weinig grenswaarden beschikbaar, nochtans limiteren nutriënten als stikstof (N) en fosfor (P) de plantengroei op zoutwaterschorren (Kiehl *et al.* 1997; van Wijnen & Bakker 1999). Eutrofiëring (N) van buitendijkse zilte habitats resulteert echter in verhoogde bovengrondse biomassa, vermindert de ondergrondse wortelbiomassa en versnelt de microbiële afbraak van organisch materiaal. Veranderingen in deze sleutelprocessen reduceert de geomorfologische stabiliteit en verhoogt de kans op schorranderosie en kreekrandinstabiliteit (Deegan *et al.* 2012). Het valt niet uit te sluiten dat de grenswaarden van stikstof voor de buitendijkse habitattypes te hoog zijn. Dit omdat de kustzones en estuaria momenteel al boven hun optimale stikstofcapaciteit voorkomen en de referentiecondities ontbreken.



Habitatsubtype 1330_hpr: binnendijkse zilte vegetaties

Dit habitatsubtype komt veelal in mozaïek voor met het habitatsubtype 1310_pol: binnendijks gelegen zeekraalvegetaties en kan enkel voorkomen op binnendijkse standplaatsen met een voldoende hoge saliniteit of chloriniteit. Dit geldt zowel voor de bodem, het grondwater als het bodemvocht van deze standplaatsen. Ook voldoende hoge grondwaterstanden gedurende het hele jaar zijn cruciaal. Inundaties met zout of brak overstromingswater tijdens het winterhalfjaar kunnen. Naar dit specifiek habitatsubtype is alsnog weinig onderzoek verricht waardoor verfijning van gunstige bodemkundige, hydrologische en hydrochemische bereiken in de toekomst mogelijk is.

Wat de chloriniteit betreft, kan de minimale waarde van Ertsen *et al.* (1998) worden aangehouden (3000 mg Cl/l). Voor een aantal (sub)associaties die voorkomen in dergelijke graslanden zoals het *Juncetum gerardi typicum* en *Puccinellietum maritimae typicum* geeft Runhaar *et al.* (2009) chlorideconcentraties aan van meer dan 10000 mg Cl/l. Voor andere (sub)associaties (*Puccinellietum distantis*, *Puccinellietum capillaris*, *Puccinellietum maritimae agrostietosum*) stelt Runhaar *et al.* (2009) dat chlorideconcentraties tussen 3000 en 10000 mg Cl/l nodig zijn.

Beyen & Meire (2003) en Vandevoorde & Gyselings (2014) geven gemiddelde laagste grondwaterstanden aan van resp. 0.32 en 0.24 m onder het maaiveld en voor de hoogste grondwaterstanden resp. 0,11 m en 0,27 m boven het maaiveld. Hierbij moet er rekening mee gehouden worden dat deze waarden zijn afgeleid uit stijghoogtes gemeten in piëzometers. Deze hogere waarden impliceren dus niet direct overstromingen maar wijzen vooral op een sterke opwaartse kweldruk.

Dit habitatsubtype verdraagt een maximale kritische stikstofbelasting (N-depositie) van 22 kg N/ha/j (ANB 2015). Wat bodem- en grondwaterchemische samenstelling betreft, zijn weinig data beschikbaar, vooral voor wat nutriënten betreft. Enkel Beyen & Meire (2003) geven nutriëntengehaltes van het grondwater (mediaan (10-90 percentielen)): ammonium 12,43 mg/l (1,19-17,80), nitraat 0,08 mg/l (0,06-10,09) en fosfaat 0,12 mg/l (0,04-0,89). Gezien dit één enkele referentie betreft en daarenboven metingen van 1 perceel, worden deze waarden niet weerhouden in gunstige bereiken.

Speciale aandacht dient te gaan naar het *Puccinellietum fasciculatae*, een speciale associatie binnen dit habitatsubtype. Voor Vlaanderen is dit vegetatietype kritisch bedreigd door habitatverlies. Dit vegetatietype komt typisch voor op het transitie-schor – de vrij plotse overgang tussen het hoge schor en binnendijkse zoete (begrasde) graslandvegetaties (Adnitt *et al.* 2007), een toestand die we vrijwel uitsluitend nog binnendijks aantreffen. Het behoud van dit type vegetatie hangt niet louter af van een gunstig bereik, maar ook van het behoud van een voldoende grote range aan waarden (bv. een voldoende saliniteitsrange) in binnendijkse zilte graslanden. Deze ruime saliniteitsrange vertaalt Runhaar *et al.* (2009) in specifieke chlorideconcentraties: 1000-10000 mg Cl/l.

Tabel 9: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1330_da.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status	Subtype
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	3000	Ertzen <i>et al.</i> 1998	Lk	
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,09 - 0,6	Wamelink <i>et al.</i> 2013, 2014	Lk, Lg	
Inundatiewater	Chloride	Cl	mg/l	>	10000	Runhaar <i>et al.</i> 2009	Lk	Halimionetum, Artemisietum, Limonietum, Puccinellietum maritimae typicum, Juncetum, Festucetum
Inundatiewater	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	3000-10000	Runhaar <i>et al.</i> 2009	Lk	Puccinellietum maritimae agrostetosum, Scirpus
Inundatiewater	Hoogte t.o.v. getij	Hoogte t.o.v. getij	m		GHW+0,19	Beeftink 1992	Lk	Puccinellietum typicum
Inundatiewater	Hoogte t.o.v. getij	Hoogte t.o.v. getij	m		GHW+0,29	Beeftink 1992	Lk	Halimionetum
Inundatiewater	Hoogte t.o.v. getij	Hoogte t.o.v. getij	m		GHW+0,45	Beeftink 1992	Lk	Festucetum/Artemisietum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	18-50	Bakker <i>et al.</i> 1993; Gyselings <i>et al.</i> 2011; Rodwell 2000	Lk,Lk,Lk	Puccinellietum typicum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	4-23	Bakker <i>et al.</i> 1993	Lk	Artemisietum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	3-6	Bakker <i>et al.</i> 1993; Criel <i>et al.</i> 1999	Lk,Lk	Elytrigietum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	2-4	Bakker <i>et al.</i> 1993	Lk,Lk	Festucetum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	21-35	Bakker <i>et al.</i> 1993; Gyselings <i>et al.</i> 2011; Rodwell 2000	Lk,Lk,Lk	Juncetum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	14-57	Bakker <i>et al.</i> 1993; Rodwell 2000	Lk,Lk	Halimionetum
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	50-60	Gyselings <i>et al.</i> 2011; Rodwell 2000	Lk,Lk	Aster
Inundatiewater	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	%	OG - BG	60-70	Criel <i>et al.</i> 1999; Gyselings <i>et al.</i> 2011	Lk,Lk	Scirpus
Inundatiewater	Saliniteit	Saliniteit	%	OG - BG	20,0-36,4	Beeftink 1992	Lk	Puccinellietum typicum
Inundatiewater	Saliniteit	Saliniteit	%	OG - BG	10,0-36,0	Beeftink 1992	Lk	Halimionetum
Inundatiewater	Saliniteit	Saliniteit	%	OG - BG	2,1-27,1	Beeftink 1992	Lk	Festucetum/Artemisietum
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	22	ANB 2015	Lg	

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 10: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 1330_hpr.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status	Subtype
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	>	98	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg/kg	<	70	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	8 - 43	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	8,7 - 21,0	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	14,7 - 54,5	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	2 - 9	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	6,7 - 38,4	25	FlaVen 2020	Dp	
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	6,4 - 8,1	25	FlaVen 2020	Dp	
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	3000		Ertsen et al. 1998	Lk	
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	>	10000		Runhaar et al. 2009	Lk	Juncetum gerardi typicum, Puccinellietum maritimae typicum
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	3000 - 10000		Runhaar et al. 2009	Lk	Puccinellietum distantis, Puccinellietum capillaris, Puccinellietum maritimae agrostietosum
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l	OG - BG	1000 - 10000		Runhaar et al. 2009	Lk	Puccinellietum fasciculatae
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	-0.02 - 0.17		Runhaar & Hennekens 2005	Lk	
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,18 - 0,6		Wamelink et al. 2013, 2014	Lg,Lk	
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	22		ANB 2015	Lg	

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum - maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.2 KUSTDUINEN P.P. (SEMI)TERRESTRISCHE VEGETATIES

Sam Provoost



Foto 2: Duinvallei in de Westhoek, De Panne (Sam Provoost).

De zoektocht naar referentiewaarden voor milieuv variabelen in het duinecosysteem vertrekt van de al dan niet rechtstreekse menselijke invloeden die (vermoedelijk) een negatief effect hebben op de habitatkwaliteit. Een aantal drukken (zoals recreatieve druk) missen een duidelijke abiotische component, zijn moeilijk te kwantificeren of werden onvoldoende onderzocht. In deze bespreking wensen we de focus te leggen op twee groepen van processen: een eerste heeft te maken met eutrofiëring, een tweede met veranderingen in grondwaterregime. Negatieve effecten van eutrofiëring door depositie of historisch grondgebruik zijn aannemelijk (én realistisch) in stuifduinen (habitattype 2120), grijze duinen (2130/2150) en vochtige duinvalleien (2190). Effecten van veranderingen in grondwaterregime zijn het meest relevant binnen de duinvalleien al kunnen ook vochtige duingraslanden, struwelen en bossen hierdoor negatief beïnvloed worden.

Habitattype 2120: Stuifduin

Er zijn sterke indicaties dat de verhoogde N-depositie de groei van dominante grassen en dus ook van helm bevordert (Greipsson & Davy 1997; Jones *et al.* 2004). Effecten laten zich gelden vanaf 10-20 kg N/ha/jmaar wellicht speelt positieve feedback door versnelde bodemontwikkeling. Hens & Neiryneck (2013) nemen voor Vlaanderen 20 kg N/ha/jals kritische waarde. Rekening houdend met langere termijn effecten door accumulatie in de bodem is deze waarde mogelijks te hoog voor een duurzame instandhouding van stuivende duinen. Ook

andere factoren zoals verhoogde neerslag dragen namelijk bij tot de recente sterke fixatie van stuivende duinen (Arens *et al.* 2007), wat nefast is voor de kenmerkende, hooggespecialiseerde fauna en flora van dit biotooptype (bv. Howe *et al.* 2010).

Tabel 11: Abiotische bereiken voor habitattype stuifduin (2120).

Milieucompartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Status	Referentie
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20	Lg	ANB 2015

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.

Habitattype 2130: Grijze duinen

De nutriëntenstatus van droge duingraslanden hangt sterk af van de fase in de successie en daarmee samenhangende humusopbouw in de bodem. Jonge duinbodems zijn zeer arm aan organisch materiaal en nutriënten. De eerste decennia tot eeuw(en) van de successie worden gekenmerkt door een snelle bodemontwikkeling waarna een zeker evenwicht optreedt tussen bodemopbouw en –afbraak. Deze landschapsontwikkeling hangt ook samen met geleidelijke kalkuitloging die uiteindelijk leidt tot een sterke daling van de zuurgraad. De bodemontwikkeling en nutriëntenstatus in de uiteindelijke evenwichtssituatie hangt verder af van meso- en microklimaat (neerslag, expositie, ...), hoogteligging boven de grondwatertafel, vegetatie en beheer (Gerlach *et al.* 1994; Jones *et al.* 2008, Olff *et al.* 1993, Aggenbach & Jalink 1999). Gerlach *et al.* (1993) meten op het Waddeneiland Spiekeroog totale stikstofhoeveelheden van ca. 100 kg/ha in jonge duintjes, 500 tot 600 kg/ha in helmduinen en jonge mosduinen en zeer uiteenlopende waarden tussen 500 en 1800 kg/ha in oude gefixeerde duingraslanden en duinheiden. Deze sterke variabiliteit hangt samen met de hogervermelde veelheid aan milieufactoren. Het habitattype ‘grijze duinen’ vertoont dus een sterke diversiteit aan types die overeenkomen met een bepaald punt op deze milieugradiënten. Het is daardoor zeer moeilijk om voor hét type 2130 precieze cijfers te geven over nutriëntenstatus van de bodem. Er moet minstens op niveau van subtypes worden gekeken.

In een uitgebreide studie over de relatie tussen bodem en vegetatie in de Wassenaarse duinen (Meijndel, Zuid-Holland) geeft de Boerboom (1963) waarden voor verschillende bodemvariabelen in duingraslanden. Voor totaal stikstof geeft deze auteur een range van 0, 07 tot 0,25%, voor totaal fosfor tussen 0,03 en 0,07%.

De habitatkwaliteit hangt echter niet zozeer samen met de totale nutriëntenpools maar eerder met de mineralisatie. Veer (1997) bijvoorbeeld, vond geen relatie tussen totale stikstofhoeveelheid en vergrassing in verschillende Nederlandse duingraslanden. Wel was de mineralisatie van stikstof beduidend hoger in de gras-gedomineerde proefvlakken. Strooisel en vegetatiestructuur spelen dus een belangrijke rol in de stikstofhuishouding van duingraslanden.

Bij hogere nitraatbeschikbaarheid kan fosfor wel limiterend optreden en verdere vergrassing verhinderen. In kalkrijke situaties wordt fosfor grotendeels vastgelegd in calciumfosfaten waardoor de beschikbaarheid voor planten beperkt is. Bij lagere pH, bijvoorbeeld in oudere,



ontkalkte duinen, neemt de fosfaatvastlegging af en neemt de nutriëntenbeschikbaarheid toe. Oude duinen zijn dan ook veel gevoeliger voor vergrassing (Kooijman *et al.* 1998).

Actueel vormt atmosferische depositie van stikstof de belangrijkste externe bron van vermestende stoffen in de duingraslanden. Verschillende experimenten in Nederland en het Verenigd Koninkrijk bevestigen het optreden van vergrassing bij hogere stikstofbelasting (Kooijman *et al.* 1998, Veer 1997, Plassmann *et al.* 2009). Zure duinen zijn beduidend gevoeliger voor stikstofdepositie door het ontbreken van fosfaatbindende kalk. Onderzoek in de Baltische duinen toonde aan dat het overschrijden van een kritische stikstoflast van 5-8 kg N/ha/j reeds kan leiden tot vergrassing (Remke 2010). Voor Vlaanderen nemen Hens & Neiryck (2013) 15 kg N/ha/j als kritische waarde voor de kalkrijke en 10 voor de kalkarme milieus.

In het VMM-meetstation van Koksijde werd in 2010 een stikstofdepositie van 18 kg N/ha/j gemeten (VMM 2011). Voor kalkrijke duinen betekent dit een beperkte overschrijding van de kritische last, voor de ontkalkte duinen is de impact veel groter. Daarenboven moet ook rekening gehouden worden met een accumulatief effect en met de erfenis van de veel hogere stikstofdepositie in het nabije verleden.

Bij natuurherstel op voormalige landbouwgebieden speelt de nutriëntenvoorraad in de bodem door bemesting een zeer belangrijke rol. Naast een extra stikstoflast is hier ook sprake van beduidend hogere fosforgehalten. Terwijl de nitraatgehalten via maaien of door uitspoeling na verloop van tijd afnemen, wordt fosfor als calciumfosfaat of in organische verbindingen goed vastgehouden in de bodem. Zo wordt na tien jaar verschrallingsbeheer in de Oosthoekduinen in De Panne nog steeds totale fosforgehalten van 500-850 mg P/kg gemeten (Provoost *et al.* 2011). Ook in de Zwinduinen worden door Ampe (2005) zeer hoge fosforgehalten gemeten, tot meer dan 1500 mg P/kg. Ampe (2003) beschouwt 150 mg totaal P/kg als grenswaarde voor natuurlijke duinmilieus.

Tabel 12: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2130_had.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	10		ANB 2015	Lg

Tabel 13: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2130_hd.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	88 - 100	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg/kg	<	9,36	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	9 - 17	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	8 - 22,7	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	2 - 11,2	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	3 - 10	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	1,8 - 10,4	46	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	5,3 - 7,6	46	FlaVen 2020	Dp
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	15		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 2190: Duinvalleien

Grondwaterkwaliteit

Een negatieve impact op de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater valt te verwachten bij diverse vormen van verontreiniging zoals lekkage in de riolering of lozing van al dan niet huishoudelijk afvalwater. Rechtstreekse invloed van vervuild oppervlaktewater is minder evident gezien vochtige duinvalleien vooral in natuurgebieden gelegen zijn die in principe goed afgeschermd zijn voor dergelijke vervuiliingsbronnen. Negatieve effecten op de natuurkwaliteit zijn vooral te verwachten door nutriëntenaanrijking via het grondwater. Toch kan dat grondwater via inzijging van vervuild oppervlaktewater zijn aangerijkt.

Koerselman (1993) geeft een reeks referentiewaarden voor de grondwaterkwaliteit in de Nederlandse vastelandsduinen: nitraat: 0,02-2,7 mg N/l; ammonium: 0,04-0,7 mg N/l en orthofosfaat: 0,07-0,71 mg/l.

Davy *et al.* (2010) voerden een referentiewaardenonderzoek uit naar duingrondwaterkwaliteit in het Verenigd Koninkrijk. Zij argumenteren dat er te weinig gegevens voorhanden zijn om referentiewaarden voor P op te geven en concentreren zich op N. Gebaseerd op gegevens van een tiental duingebieden vinden zij referentiewaarden voor TIN (total inorganic nitrogen) < 0,2 mg N/l. Zij suggereren verder dat concentraties > 0,20 mg N/l ongewoon zijn, concentraties > 0,40 mg N/l wellicht wijzen op contaminatie en dat concentraties > 1,0 mg N/l wellicht leiden tot negatieve impact op de vegetatie. Deze bevindingen zijn vooral gebaseerd op onderzoek in Aberffraw, N-Wales, waar negatieve effecten op de soortensamenstelling van duinvalleien werden vastgesteld bij concentraties vanaf 0,2 mg N/l (Rhymes *et al.* 2014).

De grenswaarden in het VK lijken een stuk lager te liggen dan in Nederland. De gesuggereerde grenswaarden van 0,2 mg N/l ligt een stuk onder de 'natuurlijke' waarden voor Nederland. De waarden in het VK zijn echter op een veel kleinere steekproef gebaseerd. Mogelijk zijn de verschillen ook gerelateerd aan de invloed van stikstof fixerende duindoorn op de grondwaterkwaliteit. Uit lysimeterwaarnemingen blijkt namelijk dat de nitraatuitspoeling onder duindoornvegetatie relatief hoog is in vergelijking met andere types begroeiingen (Stuyfzand 1984). Duindoorn is alomtegenwoordig in de Nederlandse en ook Vlaamse duingebieden terwijl die in het Verenigd Koninkrijk (zeker aan de westkust) nagenoeg ontbreekt. Verder kunnen ook verschillen in stikstofdepositie aan de oorsprong liggen.

De versturende impact van voedselrijkdom blijkt verder afhankelijk van de N:P verhouding (Koerselman & Meuleman 1995). Zolang één van beide elementen limiterend werkt, onderdrukt dit het effect van het andere element. Beide variabelen kunnen dus niet los van elkaar gezien worden. Tot slot is bij de grondwaterkwaliteit niet zozeer de concentratie van de nutriënten, dan wel het totale aanbod van belang. Dit aanbod wordt bepaald door de concentratie in combinatie met de stroomsnelheid van het grondwater (Van Dijk 1985).

Voedselrijkdom van de bodem

In duinvalleien is er weinig reëel gevaar voor rechtstreekse voedselaanrijking van de bodem. Het habitatype is nagenoeg uitsluitend in natuurgebieden gelegen waar geen landbouw wordt bedreven. Wel is de bodemtrofie een belangrijk gegeven bij natuurherstel op voormalige landbouwgebieden.

Lammerts & Grootjans (1997) geven referentiewaarden voor een aantal bodemvariabelen in jonge vochtige duinvalleien. In de betreffende gebieden (vijf in Nederland en één in de

////////////////////////////////////

Verenigde Staten) werden bemestingsexperimenten uitgevoerd waarmee de aard van nutriëntenlimitatie kan worden nagegaan. De auteurs stellen vast dat de jonge duinvalleivegetaties overwegend stikstofgelimiteerd zijn. In kalkrijke omstandigheden is er soms sprake van N en P colimitatie (Lammerts *et al.* 1999). In de loop van de successie neemt de N voorraad in de bodem toe waardoor dit element niet langer limiterend wordt.

De totale nutriëntengehaltes vertellen weinig over de natuurkwaliteit. In duinbodems is stikstof sterk gebonden aan organisch materiaal en de mineralisatie ervan is niet noodzakelijk evenredig met de totale hoeveelheid (Kooijman 2001). Dit geldt ook voor fosfor, dat in kalkrijke bodems grotendeels in de vorm van calciumfosfaat wordt geïmmobiliseerd. Onder zure omstandigheden is fosfaat dan weer gebonden aan Fe en Al.

De nutriënten-module van NICHE-duinen gaat uit van nutriëntenbeschikbaarheid, vooral van N en P (Koerselman *et al.* 1999). De potentiële mineralisatie van N hangt af van de totale N-pool en wordt beïnvloed door grondwaterstand en pH. Zowel bij (gemiddelde voorjaars-) grondwaterstanden hoger dan 0,45 m onder MV als bij pH lager dan 6 verloopt de mineralisatiesnelheid trager. Voor de P-beschikbaarheid is vooral het vastleggen in Ca-mineralen van belang (in zure duinen speelt ook Fe een rol). Tabel 14 geeft voor verschillende trofieklassen de nutriëntenbeschikbaarheid en bijhorende biomassa. Daarbij wordt uitgegaan van een N:P verhouding van 15, wat overeenkomt met co-limitatie van beide elementen (Koerselman & Meuleman 1995). Bij gemaaide graslanden wordt een deel van de biomassa afgevoerd waardoor eenzelfde vegetatietype onder voedselrijkere condities kan standhouden. De meeste rijpe, soortenrijke duinvalleivegetaties (*Juncu-baltici* schoenetum of blauwgrasland) zitten in de klasse oligo-mesotroof maar ook in de mesotrofe klasse kunnen, vooral in de pionierfase, ook waardevolle vegetaties voorkomen (*Centaurio-Saginetum* bijvoorbeeld).

Tabel 14: Trofie-range voor duinvalleien gehanteerd in Niche-duinen (Koerselman *et al.* 1999).

Trofie	Biomassa (g/m ²)	N-beschikbaarheid kg/ha)		P-beschikbaarheid (kg/ha)	
		Niet gemaaid	Gemaaid	Niet gemaaid	Gemaaid
Oligotroof	<250	<47	<65	<3,1	<4,3
Oligo-mesotroof	250-450	47-84	65-117	3,1-5,6	4,3-7,8
Mesotroof	450-750	84-170	117-276	5,6-11,3	7,8-18,4

Uit de bemestingsexperimenten vermeldt in Lammerts & Grootjans (1997), blijkt dat toevoeging van NPK de biomassa sterk doet toenemen. Er worden echter geen kritische grenswaarden vooropgesteld. Dit is ook niet evident gezien de bodemvariabelen in natuurlijke duinvalleien een zeer brede range aan waarden vertonen. Die hangt in grote lijnen af van de plaats in de successie en wordt verder gedifferentieerd door het grondwaterregime. De waarden voor nutriëntenbeschikbaarheid vormen een geschikt referentiekader voor verschillende types duinvalleivegetatie. Afhankelijk van de uitgangssituatie leidt een overschrijding van deze waarden tot toename van de biomassa en daarmee achteruitgang van kenmerkende, doorgaans minder competitieve soorten.

Grondwaterregime

Veranderingen in grondwaterregime vormen een belangrijke potentiële oorzaak van de achteruitgang van de habitatkwaliteit van vochtige duinvalleien (habitattype 2190) en in mindere mate ook van vochtige varianten van kruipwilgvegetatie (2170), duingrasland (2130),



duinstruweel (2160) en duinbos (2180). Aan onze kust vormt de bemaling bij bouwwerken actueel de belangrijkste oorzaak van grondwaterstands dalingen.

De meeste kenmerkende soorten van duinvalleien vereisen een gemiddelde grondwaterstand tussen maaiveld en 60 cm onder maaiveld. Voor een aantal in Nederland kritische soorten zoals vleeskleurige orchis, padderus, duinrus en teer guichelheil mag de gemiddelde watertafel niet dieper dan 40 cm onder maaiveld wegzakken (Aggenbach *et al.* 2000, 2001). Curreli *et al.* (2013) geven grondwaterregimes voor verschillende in het westen van het Verenigd Koninkrijk aangetroffen duinvalleitypes die vergelijkbaar zijn met deze Nederlandse cijfers. De verwerking van de 'Ecological Conditions Database' geeft een bredere range met een gemiddelde hoogste grondwaterstand van maximaal ca. 30 cm en een laagste waterstand van minimaal ca. 1 m.

Het is moeilijk om voor het habitatype 2190 precieze cijfers op te geven wat betreft de grondwaterregimes. Elke soort heeft een eigen optimum en een tolerantierange voor bijvoorbeeld voorjaarsgrondwaterstand, inundatieperiode of laagste zomerpeil. Relatief kleine ruimtelijke verschillen in deze variabelen (bv. 10 cm grondwaterstand) kunnen reeds verschillen in de lokale soortensamenstelling teweegbrengen (Curreli *et al.* 2013). Deze variabiliteit, veroorzaakt door lokale topografie en grondwaterpatronen, is mee bepalend voor de ecologische rijkdom van duinvalleien en is ook noodzakelijk om de natuurlijke fluctuaties van grondwaterstanden te kunnen opvangen. In natte jaren zullen de hoogstgelegen groeiplaatsen van een soort belangrijk zijn voor de overleving van de lokale populatie, in droge jaren net de laagstgelegen.

Achteruitgang van natuurwaarden valt vooral te vrezen bij plotse onnatuurlijke dalingen van de watertafel die de range van de natuurlijke schommelingen in een bepaald seizoen overschrijden. Daarbij kunnen dalingen in de grootte-orde van decimeters al een effect hebben (Curreli *et al.* 2013).



Tabel 15: Abiotische bereiken voor habitatsubtype 2190.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	92 - 99	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg/kg	<	7,77	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	12 - 18	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	13,9 - 23,5	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	4,1 - 22,7	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	4 - 16	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	3,9 - 21,8	14	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	6,5 - 7,6	14	FlaVen 2020	Dp
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.3 BINNENLANDSE DUINEN

Maud Raman



Foto 3: Stuifduinen in de Kalmthoutse heide (Steven De Saeger).

Habitatype 2310 en 2330: Psammofiele heide met Calluna en Genista (2310) en open grasland met Corynephorus- en Agrostissoorten op landduinen (2330)

Voor de binnenlandse landduinen worden twee vegetatietypes onderscheiden: stuifzandheiden met struikhei en pionierbegroeiingen in afwisseling met onbegroeid zand. Het stuifzandmilieu is arm aan vaatplanten en rijk aan korstmossen. Kleinschalige moziëken kennen een variatie aan successiestadia gaande van open stuivend zand, pionierbegroeiingen, stadia rijk aan (korst)mossen, ... Deze habitattypes ontstaan als gevolg van zandverstuiving door natuurlijke processen of door allerlei verstoringen (overbegrazing, brand, overbetreding). Ze komen voor op voedselarme, droge, zure zandbodems zonder profielontwikkeling. Het waterhoudend vermogen van het fijne zand is meestal gering. Grondwater is een belangrijke factor in het voorkomen van stuifduinen omdat alleen droog zand goed kan verstuiven. Het zand kan veel warmte opnemen en vasthouden (Bakker *et al.* 2003).



De resterende landduinrelicten zijn in Vlaanderen bijna overal te klein geworden om een natuurlijke winddynamiek toe te laten. Een groot deel van de heiden en landduinen is in het verleden verkaveld, actief bebost of spontaan verbost door gebrek aan beheer.

Zandverstuivingen zijn afhankelijk van voedselarme situaties. Ze hebben een lage buffercapaciteit. Uit onderzoek (Bakker *et al.* 2003; Nijssen *et al.* 2011; Sparrius 2011; Sparrius *et al.* 2013; Riksen *et al.* 2006) blijkt dat vermessing en verzuring kan leiden tot:

- een versnelde vegetatiesuccessie als gevolg van een verhoogde N-depositie: de vegetatie is niet meer N-gelimiteerd;
- verkitting van open zand door blauw- en groenwieren: zo wordt de bovenste zandlaag gestabiliseerd en wordt verstuiving tegengegaan;
- afname van de hoeveelheid kale grond;
- afname van de soortendiversiteit, de bedekking van de invasieve exoot Grijs kronkelsteeltje kan toenemen (vermossing);
- afname van de bedekking van korstmossen;
- beperkte toename van grassen (er wordt al snel een K- en P-limitatie bereikt);
- sterke verandering van N:P ratio's in de vegetatie en bodemorganismen;
- verhoging van de Al:Ca ratio, een uitspoeling van basische kationen en een toename van de ammonium:nitraat ratio.



Tabel 16: Abiotische bereiken voor het habitatype 2310.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
Bodem	Aluminium/calcium-ratio	AlCa.RATIO	kg/kg	OG - BG	1 - 13,6	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Sparrius 2011	Lk, Lk
Bodem	Uitwisselbaar calcium	Ca.AgTU	cmol+/kg	OG - BG	0 - 0,34	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk
Bodem	Zuurtegraad	pH.H2O	-	OG - BG	3,8 - 4,9	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Sparrius 2011; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk, Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	15	ANB 2015	Lg

Tabel 17: Abiotische bereiken voor het habitatype 2330.

Habitat (sub) type	Milieu-compartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
2330	Bodem	Aluminium/calcium-ratio	AlCa.RATIO	kg/kg	OG - BG	0,4 - 24,3	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Sparrius 2011	Lk, Lk
2330	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	15 - 22	Sparrius 2011; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk
2330	Bodem	Nitraat	N.NO3 (waterextractie)	mg N/kg	OG - BG	0 - 2,7	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Smits <i>et al.</i> 2010	Lk, Lk
2330	Bodem	Uitwisselbaar calcium	Ca.AgTU	cmol+/kg	OG - BG	0 - 2,8	De Graaf <i>et al.</i> 2009; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk
2330	Bodem	Zuurtegraad	pH.H2O	-	OG - BG	4,4 - 6,6	Zwaenepoel 1993; De Graaf <i>et al.</i> 2009; Smits <i>et al.</i> 2010; Sparrius 2011; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Lk, Lk, Lk, Lk
2330_bu	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	10	ANB 2015	Lg
2330_dw	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	10	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.4 ZOETE WATEREN

An Leyssen en Luc Denys



Foto 4: Habitattype 3130 in Tommelens te Hasselt (Jo Packet)

Habitattypes stilstaande wateren

Voor de waarden die in de tabellen 18 tot 24 zijn samengevat werden in eerste instantie de richtwaarden uit BVR (2010) genomen. Deze waarden kenmerken een systeem waarin de vegetatie vooral bestaat uit van nature in het watertype aanwezige soorten en een bepaalde verscheidenheid aan groeivormen, zonder markante toe- of afname van submerse vegetatie en die overwegend bestaat uit taxa die niet sterk toenemen tengevolge van ‘verstoring’⁹ (zie Schneiders *et al.* 2004, Leyssen *et al.* 2005). Er is nagegaan of het enigszins plausibel was dat deze waarden ook een gunstig abiotisch bereik van de habitattypes vertegenwoordigen. De waarden zijn verscherpt indien dit op basis van beschikbare data of literatuur verantwoord leek. Variabelen werden enkel toegevoegd indien deze een duidelijke meerwaarde konden bieden. Er is toenemende aandacht voor bodemvariabelen en de samenstelling van poriewater als standplaatskarakteristieken voor aquatische vegetaties, maar hiervoor zijn maar zeer uitzonderlijk gunstige bereiken geformuleerd. Alle relevante waarden die in de literatuur

⁹ Inz. eutrofiëringsindicatoren.



werden teruggevonden, ook m.b.t. niet in deze tabellen opgenomen variabelen, zijn in de Access-databank 'referentiewaarden' opgenomen. Het aanhouden van het stramien van Vlaamse watertypes geeft de mogelijkheid om de ecologische/botanische variatie binnen habitatypes en de rol van systeemkenmerken beter tot zijn recht te laten komen dan een generiek gunstig abiotisch bereik.

Voor de aquatische habitattypes van stilstaand water is voornamelijk beroep gedaan op externe gegevens die niet rechtstreeks refereren naar de door 't Jollyn *et al.* (2009) vooropgestelde Vlaamse biotische waarden voor de lokale instandhouding en vaak evenmin naar de Vlaamse invulling van het habitatype.

Voor de meeste variabelen m.b.t. stilstaande wateren was door Leyssen *et al.* (2009) reeds beroep gedaan op diverse bronnen uit buiten- (Achermann & Bobbink 2003; Arts 2000, 2002; Arts *et al.* 2001; Bal *et al.* 2001; Brouwer & Roelofs 2001; Dobben & van Hinsberg 2008; Heinis & Evers 2007; Ministerium UNLV 2004; LNV 2008; Ministerie van LNV 2008b; Ministère de l'EDAD 2008; Søndergaard *et al.* 2005; van der Molen & Pot 2007) en binnenland (Denys *et al.* 2005; Denys & Van Wichelen 2007), die ten dele reeds een synthese inhielden van uiteenlopende studies t.b.v. KRW-normering. Effecten van stikstof op de diversiteit van macrofyten (James *et al.* 2005, Gonzalez Sagrario *et al.* 2005, Barker *et al.* 2008) werden eveneens naar bereiken vertaald. De bereiken zijn voornamelijk gereviseerd in het licht van aanvullende literatuur.

Stromende wateren

Voor waterlopen werd door Leyssen *et al.* (2009) verwezen naar Bal *et al.* (2001), Heinis & Evers (2007), Ministerie van LNV (2008b), Ministère de l'EDAD (2008), Ministerium UNLV (2004) en Schneiders (2007). Voor de bereiken in tabel 25 zijn de KRW/DIW-richtwaarden (BVR 2010) getoetst aan de waarden die door Leyssen *et al.* (2014) voor het voorkomen van gevoelige watervegetaties, incl. het habitatype 3260, bepaald werden en werden deze laatste weerhouden indien ze meer kritisch uitvielen. De door Leyssen *et al.* (2014) vooropgestelde waarden zullen echter veeleer een minder kritische inschatting van het in werkelijkheid gunstige abiotisch bereik inhouden (o.a. wegens geringe vertegenwoordiging of afwezigheid van de meest gevoelige soorten). Ze werden ook niet in rechtstreeks verband gebracht met de LSVI-criteria.

Naast de lijst van KRW/DIW-richtwaarden, werden voor een klein aantal andere relevant geachte variabelen bereiken voorgesteld. Hoewel fysisch-chemische variabelen in relatief veel literatuur zijn beschreven, zijn hydromorfologische variabelen vaak minder goed onderzocht of zijn de gegevens onderling nog moeilijker vergelijkbaar. De frequentst vermelde variabele is stroomsnelheid. De voorgestelde bereiken zijn afgeleid uit de literatuur, aangezien voor de Vlaamse situatie de stroomsnelheid van het habitatype onvoldoende kwantitatief is onderzocht. Hiervoor is een opsplitsing tussen twee vegetatiesubtypes gemaakt. Voor andere hydromorfologische variabelen (o.a. hydrologisch regime, structuurkwaliteit, beddingmorfologie) is het, bij gebrek aan Vlaamse gegevens en relevante literatuurgegevens,



voorlopig niet mogelijk om bereiken te formuleren. Deze variabelen dienen verder te worden onderzocht. Prioritaire stoffen zoals o.m. pesticiden worden hier niet behandeld, hiervoor wordt verwezen naar de richtlijn terzake.

Toetswijze - bepaling

Vlarem II vermeldt een specifieke toetswijze om een waarde te hanteren, hetzij een minimum, maximum, een bepaalde percentielwaarde, een gemiddelde voor meerdere bepalingen gedurende het zomerhalfjaar of een jaargemiddelde. In de literatuur worden waarden en bereiken weergegeven, geagglomereerd per vegetatie- of watertype, die berusten op zowel eenmalige metingen, als op meerdere bepalingen, die dan al dan niet gespreid werden over het gehele of een deel van het jaar. Indien meerdere bepalingen gebeurden per standplaats kunnen ook diverse statistieken gerapporteerd zijn, tekstueel of afleesbaar uit illustraties, tabellen,...

Indien het variabelen betreft die in Vlarem II zijn opgenomen, is de hierin vermelde toetswijze overgenomen onder de hoofding 'Toetswijze – bepaling', ook als bijkomende bronnen louter geagglomereerde, individuele metingen rapporteren. Indien bijkomende bronnen duidelijk spreken van een bepaalde statistiek op basis van meerdere bepalingen, is dit als een apart criterium (afzonderlijke lijn) vermeld voor een dergelijke variabele. Indien het een variabele betreft die niet in Vlarem II wordt vermeld en het gaat om een op het niveau van een type geagglomereerde statistiek op basis van individuele bepalingen, wordt de bepaling als 'individueel' aangemerkt. Indien het onduidelijk is wat de kwalitatieve achtergrond is van een opgegeven waarde blijft 'Toetswijze – bepaling' *blanco*.

Tabel 18: Abiotische bereiken voor habitattype 2190 partim aquatisch facies (2190A). * Met zachtwatersoorten, ontkalkt substraat; ** zonder zachtwatersoorten, op kalkhoudend substraat.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Ad	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	30	ANB 2015	Lg
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	200	BVR (2010)	
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	1000	BVR (2010)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m	zomerhalfjaargemiddelde	>	1,7/bodem	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	150	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	0,045	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	1,3	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	9,0	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	gemiddelde	>	6,5*	Synbiosys (2008)/Runhaar (2009)	Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	7,5**	BVR (2010)	
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	4	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk

- De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- Het **Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 19: Abiotische bereiken voor habitatype 3110. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Zm	Czb	Cb	Aw-om	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	6	6	6	6	ANB (2015)	Lg
Waterkolom	Alkaliniteit	Alkaliniteit	meq/l	individueel, zomer	<	0,19	0,19	0,19	0,19	Pulido <i>et al.</i> (2012)	Lk
Waterkolom	Alkaliniteit	Alkaliniteit	meq/l	individueel, zomer	>	0,05	0,05	0,05	0,05	Pulido <i>et al.</i> (2012)	Lk
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Anorganische stikstof	Anorganische N	mg N/l		<	0,14	0,14	0,14	0,14	Arts <i>et al.</i> (2012a)	Lk
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Calcium	Ca	mg/l	individueel, zomer	<	20	20	20	20	Arts <i>et al.</i> (2007); Pulido <i>et al.</i> (2012); Szankowski & Klosowski (2001)	Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	8	8	8	8	Szankowski & Klosowski (2001, 2006); Klosowski & Szankowski (2004)	Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	individueel, zomer	<	20	20	20	20	Pulido <i>et al.</i> (2012)	Lk
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	100	100	100	100	BVR (2010); Klosowski (2001, 2006); Klosowski & Szankowski (2004)	Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Natrium	Na	mg/l	individueel, zomer	<	17	17	17	17	Arts <i>et al.</i> (2007); Pulido <i>et al.</i> (2012)	Lk,Lk
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m	zomerhalfjaargemiddelde	>	1,7/ <i>bodem</i>	1,7/ <i>bodem</i>	1,7/ <i>bodem</i>	3,9	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	15	15	15	15	BVR (2010); Szankowski & Klosowski (2001)	Lk
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,04	0,04	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	1	1	1	1	Moss <i>et al.</i> (2003)	Lk
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	6,5	7,0	7,0	7,0	Arts <i>et al.</i> (2012a); JNCC (2005)	Lk,Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	4,5	5,5	5,5	6,5	BVR (2010)	



Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Zm	Czb	Cb	Aw-om	Referentie	Status
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	zomerhalfjaargemiddelde	<	4	4	4	2,5	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk

- De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- Het **Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvARIABLE waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 20: Abiotische bereiken voor habitattypen 3130 *Littorellion* (3130 aom). * Op veen is een lagere waarde waarschijnlijk; ** enkel relevant bij periodieke inundatie. *** verkennende analyse van eigen data laat een lagere waarde vermoeden. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Tek en	Zm	Czb	Cb	Aw-om	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	8	8	8	8	van Dobben <i>et al.</i> (2012)	Lg
Waterkolom	Alkaliniteit	Alkaliniteit	meq/l		<	1	1	1	1	Arts <i>et al.</i> (2012b);	Lk
Waterkolom	Alkaliniteit	Alkaliniteit	meq/l	individueel	>	0,1	0,1	0,1	0,1	Arts <i>et al.</i> (2001)	Lk
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Anorganische stikstof	Anorganische N	mg N/l		<	0,14	0,14	0,14	0,14	Arts <i>et al.</i> (2012a)	Lk
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	30	30	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	20	40	40	40	BVR (2010); van der Molen <i>et al.</i> (2012)	Lk
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	100	250	(350***)	(750***)	BVR (2010)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m	zomergemiddelde	>	<i>1,7/bodem</i>	<i>1,7/bodem</i>	<i>1,7/bodem</i>	3,9	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	15	40 (15*)	50 (15*)	100	BVR (2010); Geurts <i>et al.</i> (2008)*	Lk
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomergemiddelde	<	0,03	0,03	0,04	0,04	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomergemiddelde	<	1	1	1	1	Moss <i>et al.</i> (2003); Pedersen <i>et al.</i> (2006); Søndergaard <i>et al.</i> (2005); Szejma & Bazydło (2005)	Lk,Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	6,5	7,5	7,5	7,5	JNCC (2005); Synbiosys/Runhaar (2008/2009); BVR (2010)	Lk,Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	4,5	5,5	5,5	6,5	BVR (2010)	
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	zomergemiddelde	<	4	4	4	2,5	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk



- *De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.*
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Het Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 21: Abiotische bereiken voor habitattype 3130 *Nanocyperion* (3130 na). In italic indien afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Zm	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	8	ANB (2015)	Lg
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	20	BVR (2010)	
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	100	BVR (2010)	
Waterkolom	Inundatie	Inundatie	%		>	14	Aggenbach <i>et al.</i> (2014)	Lk
Waterkolom	Inundatie	Inundatie	%		<	46	Aggenbach <i>et al.</i> (2014)	Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	15	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomergemiddelde	<	0,03	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomergemiddelde	<	1,0	Moss <i>et al.</i> (2003); Søndergaard <i>et al.</i> (2005); Szmeja & Bazydło (2005); Pedersen <i>et al.</i> (2006)	Lk,Lk,Lk, Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	6,5	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	4,5	BVR (2010)	

- *De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.*
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- *Het Abiotisch bereik is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;*
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 22: Abiotische bereiken voor habitatype 3140. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Czb	CFe	Cb	Aw-om	Aw-e	Ami	Ai	Bzl	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	8	8	8	8	30	30	30	-	ANB (2015)	Lg
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	6	6	6	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	30	30	30	30	30	30	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	50	70	70	140	140	140	200	1000	Synbiosys/Runhaar (2008/2009); BVR (2010)	Lk, Lk
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	250	350	350	750	750	750	1000	15000	BVR (2010)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m	zomergemiddelde	>	1,7/ bodem	1,7/ bodem	1,7/ bodem	3,9	3,9	1,7/ bodem	1,7/ bodem	1,7/ bodem	Søndergaard <i>et al.</i> (2005); Penning <i>et al.</i> (2006, 2008)	Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	40	50	50	60	60	60	150	400	Arts <i>et al.</i> (2007); BVR (2010);	Lk
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomergemiddelde	<	0,03	0,04	0,04	0,04	0,055	0,07	0,07	0,11	BVR (2010); Penning <i>et al.</i> (2006, 2008)	Lk,Lk
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomergemiddelde	<	1	1	1	1	1	1	1	1	Moss <i>et al.</i> (2003); Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk, Lk
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	6	6	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	120	120	120	120	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	7,5	7,5	7,5	8,5	8,5	8,5	8,5	9,0	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	5,5	5,5	5,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,0	BVR (2010)	
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	zomergemiddelde	<	2,5	2,5	2,5	4	4	2,5	2,5	2,5	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk

- De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Het Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 23: Abiotische bereiken voor habitattype 3150. * Op veen is een lagere waarde waarschijnlijk. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Cb	Aw-e	Ami	Ai	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	30	30	30	30	ANB (2015)	Lg
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	30	30	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	70	140	140	200	BVR (2010)	
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	350	750	750	1000	BVR (2010)	
Waterkolom	Laagste waterstand	Laagste waterstand	m		>	0,2	0,2	0,2	0,2	Aggenbach <i>et al.</i> (2014)	Lk
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m	zomergemiddelde	>	<i>1,7/bodem</i>	<i>3,9</i>	<i>1,7/bodem</i>	<i>1,7/bodem</i>	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	50 (15*)	80	<i>80 (15*)</i>	<i>80 (15*)</i>	Arts <i>et al.</i> (2007); Geurts <i>et al.</i> (2008)*; BVR (2010)	Lk,Lk
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomergemiddelde	<	0,04	0,055	0,07	<i>0,09</i>	Körner (2002); Søndergaard <i>et al.</i> (2010); van der Molen <i>et al.</i> (2012)	Lk,Lk,Lk
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomergemiddelde	<	1,3	1,3	1,3	1,3	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	7,5	8,5	8,5	8,5	Arts <i>et al.</i> (2007); BVR (2010)	Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH		minimum	>	6,5	6,5	6,5	6,5	Synbiosys/Runhaar (2008/2009)	Lk
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	zomergemiddelde	<	4	2,5	4	4	Søndergaard <i>et al.</i> (2005)	Lk

- *De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.*
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Het Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 24: Abiotische bereiken voor habitatype 3160.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	Zs	Zm	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	10	10	ANB 2015	Lg
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	90-percentiel	<	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	20	20	BVR (2010)	
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	100	100	BVR (2010)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	15	15	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	5,5	5,5	Synbiosys/Runhaar (2008/2009)	Lk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	4,5	4,5	BVR (2010)	

- De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- Het **Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 25: Abiotische bereiken voor habitatype 3260. ¹ subtype met sterrekrozen en fonteinkruiden; ² subtype met waterranonkels. In italic indien voor bepaalde watertypes afwijkend t.o.v. BVR (2010).

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	BkK	Bg	BgK	Rk	Rg	Rzg	Referentie	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	gemiddelde	<	34	34	34	34	34	34	ANB (2015)	Lg
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	jaargemiddelde	<	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l	maximum	<	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	BVR (2015)	
Waterkolom	Ammoniumstikstof	N.NH4	mg/l	mediaan	<	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dk
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	maximum	<	120	120	120	120	120	120	BVR (2010)	
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l	mediaan	<	2	2	2	2	2	2	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dk
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	90-percentiel	<	30	30	30	30	30	30	BVR (2010)	
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	mediaan	<	45	45	45	45	45	45	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dt
Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l	90-percentiel	<	120	120	120	120	200	200	BVR (2010)	
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	mediaan	<	430	430	430	430	430	430	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dt
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm	90-percentiel	<	600	600	600	600	1000	1000	BVR (2010)	
Waterkolom	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-stikstof	mg/l	90-percentiel	<	6	6	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Nitraatstikstof	N.NO3	mg N/l	mediaan	<	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dt
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	jaargemiddelde	<	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	BVR (2015)	
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l	maximum	<	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	BVR (2015)	
Waterkolom	Orthofosfaat fosfor	Orthofosfaat-P	mg P/l	gemiddelde	<	0,07	0,10	0,07	0,11	0,11	0,11	BVR (2015), Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dt
Waterkolom	Stroomsnelheid	Stroomsnelheid	cm/s	mediaan	>	5 ¹ /10 ²	5 ¹ /10 ²	5 ¹ /10 ²	5 ¹ /10 ²	5 ¹ /10 ²	5 ¹ /10 ²	Riis <i>et al.</i> (2000); Riis <i>et al.</i> (2000) ; Cranston & Darby (2004); O'Hare <i>et al.</i> (2010); Steffen <i>et al.</i> (2014)	Lk,Lk,Lk, Lk, Lk
Waterkolom	Stroomsnelheid	Stroomsnelheid	cm/s	mediaan	<	80	80	80	80	80	80	Chambers <i>et al.</i> (1991); Riis & Biggs (2003)	Lk,Lk
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l	gemiddelde	<	90	90	90	90	150	150	BVR (2010)	



Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Toetswijze - bepaling	Teken	BkK	Bg	BgK	Rk	Rg	Rzg	Referentie	Status
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l	zomergemiddelde	<	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	BVR (2010)	
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l	zomergemiddelde	<	4	4	4	4	2,5	2,5	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2-concentratie	mg/l	10-percentiel	>	6	6	6	6	6	6	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%	mediaan	>	60	60	60	60	60	60	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dk
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	mediaan	<	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dt
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	maximum	<	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	BVR (2010)	
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-	minimum	>	5,5	6,5	5,5	6,5	6,5	6,5	BVR (2010)	
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l	mediaan	<	15	15	15	15	15	15	Leyssen <i>et al.</i> (2014)	Dk

- De boven- respectievelijk ondergrens van het abiotisch bereik worden vermeld per watertype.
- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Het Abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.5 HEIDEN

Maud Raman



Foto 5: Heidevegetatie in de Liereman (Floris Vanderhaeghe).

Habitattype 4010: Noord-Atlantische vochtige heide met *Erica tetralix*

Vochtige heide bestaat uit dwergstruikvegetaties met gewone dophei, vaak met een goed ontwikkelde moslaag met diverse soorten veenmossen en levermossen. Vochtige heide is een verzameling van een groot aantal verschillende vegetatietypes die meestal in complex voorkomen. Het aantal constante soorten is zeer beperkt. Pijpenstrootje, gewone dophei en struikhei hebben een hoge presentie en zijn vaak aspectbepalend. Hun abundanties in de vegetatie zijn zeer gevarieerd (Laurijssens *et al.* 2007).

Vochtige heide komt voor op natte, voedselarme zure zandgrond, soms ook leemhoudend zand of veen. De vegetaties zijn grondwaterafhankelijk. Grondwaterstanden mogen niet te sterk fluctueren. Een kleine daling van de grondwaterstand kan snel een verandering in de (dominante) soorten teweegbrengen. Soortenrijke natte heide vegetaties zijn gebonden aan oligotrofe, zwak gebufferde bodemcondities (Decler *et al.* 2007).

Dit type komt voor op een bodem met een lage pH. Deze bodems bevinden zich in een aluminiumbufferrange (hogere concentraties van aluminium en ammonium) hetgeen speciale aanpassingen vraagt van de planten die er voorkomen (Kleijn *et al.* 2008).

Natte heide is gevoelig voor verdroging. Mogelijke effecten van verdroging zijn:

- minder vocht beschikbaar in de wortelzone. Vooral veenmosrijke vegetaties zijn hiervoor gevoelig;
- minder denitrificatie met verhoogde ammoniumconcentraties in de bodem als gevolg;
- verhoogde mineralisatie van organische stof, waardoor meer nutriënten (N en P) beschikbaar komen voor de vegetatie;
- vermindering van de opbolling van het grondwaterpeil in dekzandruggen waardoor zijdelings minder (lang) grondwater doorstroomt naar aangrenzende laagten. Dit is nadelig voor soorten die van zulke laterale, vaak CO₂-rijke kwel afhankelijk zijn, zoals beenbreek, veldrus en veenmossen (De Graaf *et al.* 2004, Beije *et al.* 2013).

In vochtige heiden waarin de aanvoer van bufferende stoffen stopt als gevolg van een verminderde toevoer van grondwater treedt al gauw verzuring op. Een andere oorzaak van verzuring is de oxidatie van zwavel, ammonium, ijzer en mangaan als gevolg van dalende waterstanden in de zomer en de daarmee gepaard gaande betere doorluchting van de bodem.

Vooralsortenrijke heiden is naast vermesting ook bodemverzuring een groot probleem. Deze verzuring is veelal veroorzaakt door de depositie van zwavel- en stikstofverbindingen of door verminderde invloed van (licht) gebufferd grondwater (Roelofs *et al.* 1993). Dit leidt tot het verdwijnen van veel karakteristieke en bedreigde plantensoorten gebonden aan zwakgebufferde omstandigheden. Klokjesgentiaan, gevlekte orchis en heidekartelblad zijn soorten die het eerst verdwijnen door verzuring. Wat meespeelt is dat deze soorten eveneens gevoelig zijn voor hoge concentraties ammonium. Deze stof hoopt zich op zodra de pH daalt beneden 4,5 (Van den Berg & Roelofs 2005; Dorland *et al.* 2005).

Soortenarme, zure natte heiden zijn gevoelig voor vermesting. Als gevolg van atmosferische depositie van stikstofverbindingen en mineralisatie door verdroging is er een toename van de hoeveelheid beschikbare nutriënten (De Graaf *et al.* 2004). Korstmossen en mossen worden reeds bij lage deposities nadelig beïnvloed. Bij hogere deposities hebben eerst enkele soorten als gewone dophei en veenpluis de neiging om sterk te gaan domineren. Vervolgens worden ook deze soorten op hun beurt verdrongen door pijpenstrootje (Bobbink *et al.* 1998b). Pijpenstrootje heeft geen last van vergiftiging door hoge concentraties ammonium die ontstaan bij pH < 4,5 (Beije *et al.* 2013).

Vermesting en verzuring kunnen, behalve als gevolg van verdroging, ook optreden als gevolg van toestroming van grondwater dat is belast met meststoffen uit aangrenzende landbouwgronden. Met het toestromend grondwater komen meer nutriënten (vooral nitraat en ammonium) beschikbaar in de wortelzone. Verzurende effecten zijn te verwachten als het grondwater rijk is aan nitraat, ijzer en zwavel en waarbij tijdens droge perioden zuur wordt gevormd door oxidatie van pyriet (Beije *et al.* 2013).



Tabel 26: Abiotische bereiken voor het habitatype 4010.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Bodem	Aluminium/calcium ratio (water-extractie)	AlCa.RATIO (water-extractie)	-	OG - BG	1 - 15	26	De Graaf et al. 2009	Lk
Bodem	Ammonium/nitraat-ratio (water extractie)	NH4NO3.RATIO (water-extractie)	kg/kg	OG - BG	1,5 - 14	26	De Graaf et al. 2009	Lk
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	4 - 83	56	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg	<	5,75	48	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	4 - 33	48	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	14,0 - 30,0	56	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKmg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	0,4 - 7,5	56	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	12 - 37	56	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	0,1 - 5,7	56	FlaVen 2020	Dp
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,2 - 4,3	55	FlaVen 2020	Dp
Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	0,00 - 0,54	34	FlaVen 2020	Dp
Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	OG - BG	0,00 - 0,22	24	FlaVen 2020	Dp
Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	0,02 - 1,05	24	FlaVen 2020	Dp
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,00 - 0,34	30	FlaVen 2020	Dp
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	17		ANB 2015	Lg
Ondiep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (25°C)	OG - BG	44 - 280	46	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	4,2 - 5,8	46	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Ammonium	N.NH4	mg/l	<	0,31	36	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	0,7 - 16	38	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	0,5 - 6,6	37	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Nitraat	N.NO3	mg/l	<	1,05	38	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg/l	<	0,04	37	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Sulfaat	SO4	mg/l	<	43	38	FlaVen 2020	Dp
Ondiep grondwater	Waterstofcarbonaat	HCO3	mg/l	OG - BG	0,3 - 28	37	FlaVen 2020	Dp

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 4030: Droge Europese heide

Het habitatype betreft begroeiingen met dominantie van struikhei al dan niet in combinatie met andere dwergstruiken, grassen en mossen. De vegetatie is soortenrijker naarmate de bodem beter gebufferd is tegen verzuring (Decler *et al.* 2007).

Het habitatype komt meestal voor op droge, zure, voedselarme zandgronden. Droge heiden kunnen ook voorkomen op iets voedselrijkere bodems als lemig zand en zijn grondwateronafhankelijk, waarbij het grondwater meer dan een meter onder het maaiveld kan wegzakken (Decler *et al.* 2007). Oude heide met een compacte humuslaag kan meer water vasthouden (Beije *et al.* 2012).

Het habitatype is gevoelig voor vermesting. Stikstof is in het algemeen de beperkende factor voor de groei van heideplanten. Een verhoogde hoeveelheid van beschikbare nutriënten als gevolg van atmosferische depositie van stikstofverbindingen zorgt voor een versnelde groei van struikhei, waardoor de schaduwwerking toeneemt en mossen en korstmossen sterk afnemen in bedekking. Tegelijkertijd is sprake van een toenemende hoeveelheid organisch materiaal en stikstof in en op de bodem, terwijl er nauwelijks of geen stikstof uitspoelt. Na een accumulatieperiode van 1-2 decennia komt veel stikstof beschikbaar in de wortelzone waardoor grassen zoals bochtige smele en pijpenstrootje een sterkere concurrentiepositie krijgen ten opzichte van struikheide (o.a. Roelofs, 1986; Aerts & Berendse, 1988; Aerts & Heil, 1993; Bobbink *et al.* 1998b).

Naast de beschikbaarheid van stikstof speelt ook de relatie met de beschikbaarheid van fosfaat een rol. Waar meer fosfaat beschikbaar is er een lagere N/P verhouding wat resulteert in een groter effect van stikstofdepositie: een veel kortere heidecyclus en meer vergrassing (Beije *et al.* 2012).

Vergrassing treedt vooral op nadat struikheideplanten zijn beschadigd door droogte, vorstschade of een heidekeverplaag. Ook deze laatstgenoemde processen worden waarschijnlijk bevorderd door stikstofdepositie (Bobbink *et al.* 2003).

Ondanks dat de van nature zure bodems onder droge heiden is in soortenrijke heiden naast vermesting vooral bodemverzuring een groot probleem. Deze verzuring is veelal veroorzaakt door de depositie van zwavel- en stikstofverbindingen. Dit leidt tot het verdwijnen van veel karakteristieke en bedreigde plantensoorten. De abiotische condities van deze terreinen is dan niet langer geschikt voor kieming en vestiging van deze soorten (De Graaf *et al.* 1994; Roelofs *et al.* 1996; Bobbink *et al.* 1998a). Een algemene soort zoals struikheide is ongevoelig voor ammonium (en aluminium) en kan onder de meest zure omstandigheden voorkomen (Beije *et al.* 2012).

Veel korstmossen zijn gevoelig voor de directe effecten van stikstofdepositie, met name in de vorm van ammonium (Beije *et al.* 2012).



Tabel 27: Abiotische bereiken voor het habitatype 4030.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Bodem	Aluminium/calcium ratio (water-extractie)	AlCa.RATIO (water-extractie)	-	OG - BG	1 - 14		Roelofs et al. 1996; De Graaf et al. 2009	Lk, Lk
Bodem	Ammonium/nitraat-ratio (water extractie)	NH4NO3.RATIO (water-extractie)	kg/kg	OG - BG	0,7 - 10,3	51	De Graaf et al. 2009	Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	15		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.6 THERMOFIEL STRUIKGEWAS

Maud Raman



Foto 6: Jeneverbesstruweel te Heiderbos te As (Valérie Goethals)

Habitattype 5130: *Juniperus communis*-formaties in heide of kalkgrasland

In Vlaanderen komen jeneverbesstruwelen voornamelijk voor op droge matig zure tot zure, voedselarme zandgronden en in mindere mate op droge kalkgronden. De circa 3 resterende groeiplaatsen van deze soort situeren zich voornamelijk op het Kempens plateau in Limburg (Gruwez 2010). Gezien het voorkomen van deze struwelen in Vlaanderen en gezien er geen literatuur of data beschikbaar was voor jeneverbesstruwelen op droge kalkgronden zijn in dit rapport enkel gunstig abiotische bereiken gegeven voor jeneverbesstruwelen van heide en stuifzandgebieden op pleistocene zandgronden.

Ze vormen een overgangsstadium tussen droge heide en eikenberkenbossen. Jeneverbes is een plant van droge, voedselarme, licht minerale grond, maar kan sporadisch ook onder vochtigere condities voorkomen in dopheivegetaties aan de voet van stuifzandruggen. Een te hoge grondwatertafel in de winter is nefast voor het wortelstelsel (Knol en Nijhof 2004, Adriaenssens 2006).

De jeneverbes kende eeuwenlang een ruime verspreiding in Vlaanderen, maar de laatste decennia is er een aanzienlijke afname van jeneverbesstruiken en –populaties omwille van het verdwijnen van geschikt habitat, degradatie door verroting en verbossing (jeneverbes heeft een hoge lichtbehoefte en lage concurrentiekracht) en gebrekkige verjonging (Verheyen 2005). Door het uitblijven van verjonging bestaan veel populaties enkel nog uit oude, niet vitale struiken. Gruwez (2010) onderzocht de staat van instandhouding van Vlaamse jeneverbesstruwelen aan de hand 6 populatiekenmerken. 60 van de 68 populaties hadden een

////////////////////////////////////

ongunstige toestand. Gebrekkige verjonging was hiervoor de belangrijkste oorzaak. Dit zou in belangrijke mate veroorzaakt worden door de gebrekkige zaadvitaliteit (Verheyen 2009), maar kan ook veroorzaakt zijn door het uitblijven van perioden van intensieve begrazing, verdwijnen van stuifzanddynamiek (verzuring), (konijn)vraat en droogtestress (Hommel 2009, Drees 2011).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland zijn effecten van omgevingsfactoren op het verjongingsproces in beeld gebracht. In verschillende proefopzetten werd een opsplitsing gemaakt tussen standplaatsen zonder verjonging en standplaatsen met verjonging. Deze laatste groep werd in kader van dit rapport beschouwd als zijnde standplaatsen in een gunstige toestand. Indien mogelijk werden ranges voor milieukarakteristieken van deze groep weergegeven of één enkele grenswaarde die de grens aangeeft tussen beide groepen.

Bodemverzuring lijkt een rol te spelen in het verstoorde verjongingsproces van jeneverbes. Een sterk verhoogde stikstofdepositie kan leiden tot bodemverzuring resulterend in ammoniumophoping en aluminiummobilisatie. Verheyen *et al.* (2005) toonde het verband tussen de achteruitgang van jeneverbes en de toename van pijpestrootje (*Molinia caerulea*) dat doorgaans domineert op stikstofrijke zure heidebodems. Planten als pijpestrootje kunnen voor beschaduwing zorgen en de ontwikkeling van kiemplanten hinderen. Verder zijn ammonium en aluminium bij lage pH toxisch voor de kruiden uit het droge heide milieu (Lucassen *et al.* 2011).

Lucassen *et al.* (2011) onderzochten verschillende locaties met verschillende gradaties van verjonging. De basenverzadiging nam af met toenemende verjonging: 42% en 32% voor locaties met respectievelijk veel en weinig kiemplanten versus 23% op locaties zonder verjonging. Deze verlaging van de basenverzadiging is doorgaans voor het grootste deel toe te schrijven aan de hoge zwavelzuurdepositie tussen 1950 en 1990 en sinds 1970 speelt ook de hoge stikstofdepositie een toenemende belangrijke rol. Door de hoge basenverzadiging heeft meer nitrificatie kunnen plaats vinden in gebieden met verjonging, waardoor de concentratie ammonium aan het bodemcomplex zeer laag is. Ook heeft in mindere mate verwerking van aluminium(hydr)oxiden plaatsgevonden: lage aluminium/calcium ratio. De aluminium/calcium ratio van het bodemcomplex neemt toe met afnemende verjongingsgraad. Het is een indicatie voor de mate van aluminiumtoxiciteit in zwak gebufferde tot zure milieus. Op locaties met verjonging kwam vaak borstelgras (*Nardus stricta*), die alleen voorkomt bij een lage aluminium/calcium ratio (Lucassen *et al.* 2011). Lucassen *et al.* (2011) beklemtonen het belang van een voldoende hoge basenverzadiging in de bodemtoplaag voor de overleving van kiemplanten en ook in de diepere bodemlaag voor de levensvatbaarheid van bessen.

Verder werd door Lucassen ook de chemie van naalden en bessen onderzocht. Zo bleek de hogere aluminium beschikbaarheid in de bodem op locaties zonder verjonging samen te gaan met lagere calcium, kalium en fosfor concentraties in naalden en bessen. Dit zou een direct gevolg kunnen zijn van directe schade aan het wortelstelsel, inclusief aanwezige mycorrhizaschimmels die doorgaans de fosfor opname verzorgen. De verhoogde aluminium concentratie in de zaden kan een toxisch effect hebben op het zich ontwikkelende embryo. Daarnaast kan een lagere fosfor en hogere stikstof/fosfor ratio in de zaden ook een nadelig effect kunnen hebben op het zich ontwikkelende embryo. In de bodem bleek Fosfor Olsen juist af te nemen met afnemende verjonging (Lucassen *et al.* 2003; 2011).

Hommel (2013) vond relatief veel kiemplanten bij een lage calciumbezetting, een relatief hoog totaal uitwisselbare elementen (CEC), een hoog organisch stofgehalte, een hoog leemgehalte en/of een hoog totaal fosforgehalte. Gronden zonder grondwaterinvloed met een hoger



leemgehalte leiden tot een significant groter kiemsucces. Smits *et al.* (2012) geven aan dat de droogste standplaatsen minder geschikt zijn voor kieming.

Hommel *et al.* (2011) geven een pH-bereik (pH-KCl) van 3.5-4.5. Smits *et al.* (2012) spreken van een pH-optimum voor kieming van jeneverbes. Bij lagere waarden wordt de bodem te zuur, bij hogere waarden te schraal (fosfaatbuffering). De sterftekans van kiemplanten zou significant groter zijn na bekalking dan in niet-bekalkte proefvlakken.



Tabel 28: Abiotische bereiken voor het habitatype 5130.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Selectie gunstig	Referentie	Status
Bodem	Aluminium	Al	µmol/L	<	1250	weinig-veel verjonging	Lucassen et al. 2011	Lk
Bodem	Ammonium/nitraat-ratio	NH4NO3.RATIO	kg/kg	<	0-0,26	proefvlakken met verjonging	Hommel et al. 2013	Lk
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	>	31	weinig-veel verjonging	Lucassen et al. 2011	Lk
Bodem	Kjeldahlstikstof	Kjeldahl.N	mg/kg	<	410	proefvlakken met verjonging	Hommel et al. 2013	Lk
Bodem	Koolstof/fosfor-ratio	CP.RATIO	kg/kg	OG - BG	64-342	proefvlakken met verjonging	Hommel et al. 2013	Lk
Bodem	Zuurtegraad	pH_KCl	-	OG - BG	2,9-4,5	proefvlakken met verjonging	Hommel et al. 2013	Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	15		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvriabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.7 (HALF-)NATUURLIJKE GRASLANDEN

Maud Raman



Foto 7: Blauwgrasland in Dommelvallei (Maud Raman).

Habitattype 6120: Kalkminnend grasland op dorre zandbodem

Tabel 29: Abiotische bereiken voor het habitat(sub)type 6120

Milieucompartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	18	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.

Habitatype 6210: Droge half-natuurlijke graslanden en struikvormende faciës op kalkhoudende bodems (*Festuco-Brometalia*)

Kalkgraslanden van de klasse Festuco-Brometea zijn zeer divers met veel karakteristieke soorten (Bobbink 1991) maar in Vlaanderen nauwelijks nog te vinden (Raman 2001, Zwaenepoel 2002).

De grootste milieudruk voor kalkgraslanden is wellicht een verhoogde stikstofbeschikbaarheid. In N-gelimiteerde kalkgraslanden wordt veel stikstof vastgehouden en gaat er nauwelijks N verloren via uitloging. N-mineralisatiesnelheden kunnen wel toenemen als gevolg van verhoogde N-input. Wanneer de condities fosfor gelimiteerd zijn, zijn de N mineralisatie en nitrificatie toegenomen en wordt een trage respons van de vegetatie vastgesteld. Een verlies van soorten wordt dan eerder geassocieerd met verzuring en een verlaagde basenverzadiging. Enkel wanneer er N-verzadiging is in ondiepe bodems, is er meer uitloging. Maar dan nog blijft veel N in het systeem (Bobbink 1991).

In N-gelimiteerde kalkgraslanden wordt een toegenomen N-beschikbaarheid vaak gekenmerkt door een sterke groei van forse grassen (Bobbink 1991). Welke soort(en) gaan domineren hangt mede af van de lokale soortensamenstelling. In Nederland en Wallonië gaat een verhoogde N en P input gepaard met een sterke toename van *Brachypodium pinnatum*. De opname van N is zeer efficiënt na N-bemesting door de toename van de wortelgroei, een hogere graad van infectie van de wortels door mycorrhiza en een meer efficiënt opnamesysteem. Tevens kan de soort zijn P-huishouding aanpassen door mobilisatie van extra nutriënten vanuit de ondergrondse delen, verlagen van P-concentraties in de plant (toename van de N/P ratio) en opname van extra P vanuit de bodem (Bobbink 1989, 1991). Volgens Bobbink (1988, 1991) en Willems (1993) is *Brachypodium pinnatum* zeer efficiënt in het terugtrekken van nutriënten vanuit oude bladeren naar een goed ontwikkeld rhizoomsysteem. Voor andere kalkgraslandplanten werd door Bobbink (1991) weinig wortelgroei waargenomen bij N-bemesting, maar veel wortelgroei bij P-bemesting. Mogelijks wordt de wortelgroei van planten die zich ontwikkeld hebben in N-gelimiteerde systemen via selectie gestimuleerd totdat de N-behoefte is verzadigd.

In Vlaanderen wordt kalkgrasland vaak in een sensu-latu betekenis gebruikt. Het betreft óf heischraal grasland met kalksoorten (zie 6230_hnk), beweide kamgraslanden op kalksteenhoudende klei- of leemgrond (6510_huk), glanshaververbond met kalksoorten (6510_hu) of duingrasland van kalkrijk milieu (2130_hd) (Zwaenepoel 2002).



Tabel 30: Abiotische bereiken voor het habitat(sub)type 6210.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
Bodem	Ammonium	N.NH4	mg N/kg droge bodem	OG - BG	1,1 - 5,3	Smits <i>et al.</i> 2010; Ceulemans 2012	Lk, Dk
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	g/g	OG - BG	8,9 - 31	Bernhardt <i>et al.</i> 2009; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk,Lk
Bodem	Zuurtegraad	pH.H2O	-	OG - BG	6,9 - 8,3	Smits <i>et al.</i> 2010; Ceulemans 2012; Wamelink <i>et al.</i> 2014	Lk, Dk, Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	21	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 6230: Soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)

Heischrale graslanden zijn vegetaties op arme, meestal zure bodems, waarin grassen of lokaal ook grasachtigen (zeggen, russen) domineren, maar kruiden en dwergstruiken eveneens talrijk aanwezig zijn. Heischrale graslanden ontstonden als resultaat van extensief landbouwkundig gebruik van terreinen als gras- en hooiland in grote delen van West- en Centraal Europa. De jaarlijkse afvoer van de voedingselementen stikstof (N) en fosfor (P) door hooien, soms gecombineerd met begrazing, en gebrekkige bemesting, resulteerden in het ontstaan van typische, weinig productieve, soortenrijke plantengemeenschappen aangepast aan bijzonder voedselarme bodems.

Heischrale graslanden komen in verschillende variaties voor op uiteenlopende bodemtypes: op hogere zandgronden en in de duinen komen heischrale graslanden op zowel relatief droge (6230_ha, 6230_hn) als vochtige standplaatsen (6230_hmo). In oostelijk Limburg kan heischraal grasland worden aangetroffen worden op kalkhellingen waar de bodem is bedekt met een laag kalkarm materiaal afkomstig van hoger op de helling (6230_hnk). In laagveengebieden kan het voorkomen in licht verzuurde en verdroogde (voormalige) blauwgraslanden.

Eén van de belangrijkste milieudrukken voor dit graslandtype is vermesting: de aanrijking met voedingsstoffen (voornamelijk stikstof en fosfor) afkomstig van landbouw, verkeer en industriële activiteit (Ceulemans *et al.* 2009). Algemeen wordt gesteld dat de vegetatie van heischrale graslanden in hun groei beperkt worden door stikstof (Acherman & Bobbink 2003). De hoge stikstofdepositie van de afgelopen decennia heeft geleid tot een sterke toename in de beschikbaarheid van stikstof voor planten (Roelofs 1986, Bobbink *et al.* 1998). Meestal leidt dit uiteindelijk tot vergassing met sterke overheersing van bochtige smele of gewoon struisgras onder droge omstandigheden. Natte terreinen kunnen veranderen in eenvormige velden van Pijpenstrootje (De Graaf *et al.* 2004). Op de kalkrijkere bodems kan gevinde kortsteel profiteren van een verhoogde input van nutriënten. Resultaten van onderzoek van Ceulemans (2009) suggereren echter dat de soortenrijkdom van heischrale graslanden in de eerste plaats een functie is van de fosforbeschikbaarheid in de bodem. Hogere biomassa-productie, en dus waarschijnlijk competitieve verdringing van kenmerkende plantensoorten, blijkt ook in verband te staan met hogere fosforbeschikbaarheid. Een beperkte soortenanalyse geeft eveneens aan dat het voorkomen van kenmerkende plantensoorten van heischrale graslanden voornamelijk afhangt van de fosforbeschikbaarheid. De meest bedreigde soorten in deze analyse (bevertjes en gewone vleugeltjesbloem) komen alleen voor bij zeer lage fosforbeschikbaarheden (ong. 1 mg P.kg⁻¹).

Bodemverzuring is een belangrijke oorzaak van de achteruitgang van de droge en natte heischrale graslanden. Er zijn twee mogelijke oorzaken. Verzurende atmosferische depositie van eerst zwavel en later vooral stikstofverbindingen leidt tot uitloging van basische kationen in de bodem. Daarnaast kan verdroging in natte heischrale graslanden eveneens leiden tot verzuring. Verzuring van de heischrale graslanden heeft twee effecten. Er treedt er een verschuiving op in het bufferingsmechanisme. De zuurbuffering door uitwisseling van basische kationen zoals calcium, magnesium en kalium aan het adsorptiecomplex maakt plaats voor buffering door het oplossen van aluminiumverbindingen, de aluminiumbuffering. Het omslagpunt ligt ongeveer bij pH=4,5. De basische kationen gaan in oplossing en spoelen uit naar diepere bodemlagen. Daarmee wordt de beschikbaarheid van voor de plant belangrijke voedingsstoffen als calcium, magnesium en kalium verlaagd. De concentraties van metalen, vooral aluminium (Al³⁺), in het bodemvocht stijgen. Voor veel plantensoorten van heischrale



graslanden zijn deze ionen toxisch, zeker als er weinig calcium of kalium aanwezig is. Het tweede effect van de verzuring is de daling van de mineralisatie- en nitrificatiesnelheid. Dit leidt zowel tot een sterkere accumulatie van strooisel. In het bodemvocht neemt de nitraatconcentratie af, terwijl de ammoniumgehalten stijgen. Karakteristieke soorten van heischrale graslanden, zijn niet bestand tegen hoge ammoniumconcentraties in het bodemvocht bij lage pH's. Ze zullen dus bij verzuring verdwijnen (De Graaf *et al.* 2004).

Verdroging is een probleem in natte heischrale graslanden. Het leidt tot lagere grondwaterstanden en minder kwelinvloed. De concurrentiepositie van vochtminnende soorten verslechtert en geleidelijk nemen soorten uit het droge milieu toe. Een versnelde afbraak van het organisch materiaal resulteert in een hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen. Hierdoor kunnen ruigtesoorten gestimuleerd worden. Verdroging kan zoals reeds eerder gezegd ook leiden tot bodemverzuring, aangezien in natte heischrale graslanden de buffercapaciteit van de bodem vooral op peil wordt gehouden door regelmatige aanvoer van zwak gebufferd lokaal grondwater naar de wortelzone. Wanneer de grondwateraanvoer niet meer of in mindere mate plaats vindt, resulteert dit in een lagere basenbezetting van het adsorptiecomplex en uitputting van kationuitwisseling.

Tabel 31: Abiotische bereiken voor het habitattype 6230.

Habitat-subtype	Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
6230_ha	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	12		ANB 2015	Lg
6230_hmo	Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	15 - 91	35	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg	<	9,4	34	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	14 - 169	34	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	6,1 - 36,1	35	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKmg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	0,8 - 8	35	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	5 - 34	34	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	0,5 - 6,4	35	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,6 - 4,4	34	FlaVen 2020	Dp
6230_hmo	Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	0,13 - 0,48	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$ (25°C)	OG - BG	46 - 440	12	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	4,6 - 6,5	12	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Ammonium	N.NH4	mg/l	<	1,17	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	4,3 - 59	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	0,7 - 7,3	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Nitraat	N.NO3	mg/l	<	0,23	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg/l	<	0,08	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Sulfaat	SO4	mg/l	<	40	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Ondiep grondwater	Waterstofcarbonaat	HCO3	mg/l	OG - BG	0,5 - 156	10	FlaVen 2020	Dk
6230_hmo	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	10		ANB 2015	Lg
6230_hn	Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	11 - 94	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg	<	16,8	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	10 - 96	43	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	7 - 31	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKmg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	0,5 - 6	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	4 - 18	43	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	0,3 - 5	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,3 - 4,9	44	FlaVen 2020	Dp
6230_hn	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	12		ANB 2015	Lg
6230_hnk	Bodem	Ammonium	N.NH4 (zoutextractie)	mg N/kg droge bodem	OG - BG	5,8 - 20, 2		Ceulemans 2012	Dk
6230_hnk	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	g/g	OG - BG	10,3 - 12,8		Ceulemans 2012	Dk



6230_hnk	Bodem	Zuurtegraad	pH.H2O	-	OG - BG	5,2 – 7	Smits et al. 2004; Smits et al. 2010; Ceulemans 2012	Lk, Lk, Dk
6230_hnk	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	12	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 6410: Grasland met *Molinia* op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (*Molinion caeruleae*)

Blauwgraslanden zijn gebonden aan vaak venige en/of lemige bodems met een neutraal-basisch karakter en een lage nutriëntenbeschikbaarheid die s' winters plasdras staan en 's zomers oppervlakkig uitdrogen (Beije *et al.* 2012, Vanderhoek 2005). Blauwgraslanden zijn gelegen in kwelgebieden met een continue toestroming van grondwater, waarvan de chemische samenstelling nauwelijks fluctueert. Hierdoor wordt de beschikbaarheid van nutriënten en de concentratie van protonen op een laag niveau gebufferd (Vanderhoek 2005). Ook de Veldrusassociatie gekenmerkt door het gezamenlijk voorkomen van klein glikkruid en veldrus wordt tot dit habitatype gerekend. Dit subtype komt voor op (zwak) zure venige zandgronden met lateraal bewegend grondwater. Het betreft vaak standplaatsen met ondiepe, basenarme kwel die s' winters sporadisch onder water kunnen staan (Decler (Ed.) 2007).

Door verdroging zijn de soortenrijke natte schraalgraslanden op veel plaatsen voedselrijker geworden en/of verzuurd. Verhoging van grondwaterstanden resulteert in een mineralisatie van het organisch materiaal, waardoor extra stikstof voor de vegetatie beschikbaar wordt. Vanderhoek (2005) onderzocht de biomassa-productie en de soortensamenstelling op enkele locaties in een blauwgrasland met verschillen in drainage intensiteit. Bij een beperkte beschikbaarheid van nutriënten en afvoer van mineralen door hooibeheer bleek de toename van de bovengrondse biomassa-productie gering te zijn in de eerste tien jaar.

Het type is ook gevoelig voor verzuring (cfr. hoge basenverzadigingsgraad: >90% en hoge zuurgraad: >5.7). Een verminderende aanvoer van baserijk grondwater kan leiden tot verzuring. Er zijn dan meer oxidatieprocessen mogelijk, waardoor netto zuur wordt gegenereerd. Vaak worden ook kationen uit de toplaag van de bodem uitgespoeld en wordt een lens van ongebufferd regenwater in de toplaag gevormd (Beije *et al.* 2012).

Vermesting kan optreden als gevolg van N-depositie, door verdroging alsook via grond- en oppervlaktewater. Vermesting leidt tot een toename van de biomassa-productie met een uitbreiding van soorten zoals *Agrostis canina*, *Molinia caerulea* en *Holcus lanatus* (Beije *et al.* 2012, Vanderhoek 2005). Uit bemestingsexperimenten van Vanderhoek (2005) bleek een snelle afname van het N-effect op de biomassa-productie na het eerste jaar waarschijnlijk als het gevolg van een toegenomen denitrificatie en van het afvoeren van de biomassa door hooien. Alsook werd een vertraagd P-effect op de biomassa en de soortensamenstelling waargenomen (snelle immobilisatie gevolgd door een langzame mobilisatie).

In beekdalen konden blauwgraslanden vroeger enkel voorkomen op plekken waar inundaties weinig frequent voorkwamen of waar geen slib werd afgezet. Tegenwoordig zijn deze meestal weggevalen of is de waterkwaliteit afgenomen. Vooral de aanvoer van fosfaat (gehecht aan slibdeeltjes) zorgt voor vermisting (Beije *et al.* 2012). Wanneer er aanvoer is van sulfaat via inundaties die plaatsvinden in het groeiseizoen kan interne eutrofiëring optreden (Smolders *et al.* 2006; Aggenbach *et al.* 2009). Vanderhoek (2005) stelt dat als een overstroming vaker dan eens per vijf jaar optreedt, de soortensamenstelling blijvend zal veranderen.



Tabel 32: abiotische grenswaarden voor het habitatype 6410.

Habitat-subtype	Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
6410	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	15		ANB 2015	Lg
6410_mo	Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	90 - 99	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	12 - 21	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	11 - 36	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	8 - 19	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	7,5 - 34,8	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	4,3 - 7,4	11	FlaVen 2020	Dk
6410_mo	Diep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$ (25°C)	>	600		Van Duren et al. 1998	Lk
6410_mo	Diep grondwater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	5,7 - 6,4		Van Duren et al. 1998	Lk
6410_ve	Ondiep grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0,25		Wamelink et al. 2013	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitattype 6430: Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland en van montane en alpiene zones

Dit habitattype ontstaat op voedselrijke plekken waar weinig of geen afvoer van plantenmateriaal door beweiding of maaien plaats vindt.

Moerasspireaverbond en het verbond van Harig wilgeroosje (6430_hw, 6430_hf)

Het Moerasspireaverbond omvat ruigten die van nature voorkomen in valleien en langs rivieroevers. Het betreft moerasvegetaties op natte, vaak stikstofrijke plaatsen die in mindere of meerdere mate onder invloed staan van overstromingen, hetzij door oppervlaktewater, hetzij door opstijgend grondwater.

Het verbond van Harig wilgeroosje omvat natte ruigten langs waterlopen op voedselrijkere standplaatsen.

Natte ruigten zijn gevoelig voor verdroging door drainage, eutrofiëring door overstroming met vervuild water en wijzigingen in de waterpeildynamiek door waterbeheersingswerken en bedijkingen. De subtypes zijn niet gevoelig voor stikstofdepositie (Decler (Ed.) 2007).

Nitrofiële boszomen- en ruigten (6430_bz)

Nitrofiële boszomen en –ruigten komen voor langs schaduwrijke randen van bossen of dreven op zones die nooit overstromen. Het betreffen vaak matig vochtig tot droge, humeuze bodems op (licht) beschaduwde standplaatsen. De vegetatietypes die deel uitmaken van dit habitattype zijn zeer divers in standplaats, soortensamenstelling en gevoeligheid voor stikstof en verzuring (Stortelder *et al.* 1999).

Het zijn van nature vrij voedselrijke situaties. Er is een snellere strooiselomzetting door betere lichtinval in vergelijking met het aangrenzend bos (Weeda *et al.* 2005). De locatie (expositie, hellingshoek, hoogte en schaduwwerking) is zeer bepalend voor de soortensamenstelling van de zoom als gevolg van instraling van de zon (Stortelder *et al.* 1999).

Het subtype is gevoelig voor stikstofdepositie en eutrofiëring (randeffecten van agrarische bemesting, ...). Door vermesting is er een versnelde successie richting bos via toename van grote brandnetel, kleeftuig, akkerdistel en zevenblad sterk toe (Decler (Ed.) 2007).

Er is een duidelijk verschil tussen de depositie op de bosrand ten opzichte van de kern van het bosperceel. Algemeen wordt het verloop van dit effect beschreven met een exponentieel afnemende curve (De Schrijver *et al.* 2007a). Er is ook een opmerkelijk verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen. De hogere stikstofdepositie in naaldbossen dan in naburige loofbossen (De Schrijver *et al.* 2007b) is nog sterker uitgesproken in de bosrand dan in de boskern (oa Wuyts 2009).

Door Wuyts is ook onderzoek gedaan naar de vormgeving van de bosrand in relatie tot invang van stikstof. Hierbij werd aangetoond dat een geleidelijk opgaande bosrand leidt tot een significante verlaging van de depositie in de kern in vergelijking met een bosrand met een abrupte overgang in vegetatiehoogte (Wuyts *et al.* 2009).



Tabel 33: Abiotische bereiken voor het habitatype 6430.

Habitat(sub)type	Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
6430_bz	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	26	ANB 2015	Lg
6430_hf	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0,4	Wamelink et al. 2013	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 6510: Laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

Het habitatype betreft soortenrijke, bloemrijke hooilanden op tamelijk voedselrijke, doorgaans kleihoudende gronden (Gowing 2004). Deze sites zijn meestal extensief beheerd (maaien en/of (na)begrazing) zonder gebruik van herbiciden of anorganische meststoffen.

Glanshavergraslanden (6510_hu) zijn grotendeels teruggedrongen tot dijken, bermen en beheerde droge tot matig vochtige percelen in natuurresevaten. Grote vossenstaartgraslanden (6510_hua) zijn gebonden aan alluviale gronden, welke tijdens de winter gedurende een belangrijke periode onder water staan al dan niet door overstromingen. Kalkrijk kamgrasland (6510_huk) is vooral te vinden op kalkrijke klei in de polders en op kalkrijke leemgronden in Haspengouw en Voeren, vaak op hellingen en in bermen die worden beweid door koeien en soms ook licht worden bemest. De standplaatsen zijn gemiddeld wat voedselrijker en beter vochthoudend dan die waar het kalkgrasland (Mesobromion) voorkomt.

Glanshavergraslanden (6510_hu)

Glanshavergraslanden zijn grondwateronafhankelijk en gebonden aan onbemeste zwak zure tot basische standplaatsen met een pH (H₂O) boven 6. Glanshaverhooilanden worden meestal gelimiteerd door stikstof (N) of Kalium (K), P-limitatie treedt zelden op. Verhoogde stikstofdepositie leidt dan ook tot een versnelde groei, verhoogde productie en bijgevolg versnelde strooiselophoping (vervilting). Hierdoor verruigt de vegetatie en wordt die eenvormiger, vooral grassen nemen toe ten koste van de kruiden (Olde Venterink *et al.* 2006; Atheunisse 2006).

Grote vossenstaartgraslanden (6510_hua)

Grote vossenstaarthooilanden zijn wel grondwaterafhankelijk. De grondwaterstanden in de winter zijn ondiep, maar het grondwater komt typisch niet tot aan de oppervlakte met voldoende drainage. Droog in de zomer, maar niet uitdrogend. De grondwaterschommeling is relatief groot (Gowing 2004). Het is een type dat geen droogtestress verdraagt. Een snelle drainage is belangrijk om anoxische perioden van meer dan een paar dagen te vermijden. Een te veel aan water is volgens Gowing (2004) meer bedreigend dan verdroging. Het waterregime varieert van locatie tot locatie. Sommige worden vooral door grondwater gevoed, andere worden zelden tot regelmatig overstroomd. Bij een goede waterkwaliteit, matige sedimentlading, hoge winter grondwaterstanden en snelle afstroom van het overstromingswater kunnen winteroverstromingen goed verdragen worden (Gowing *et al.* 2002; Rodwell, 1992). Gowing (2004) geeft aan dat de aaneengesloten overstromingsduur max 5 (10-18) dagen is en dat de totale overstromingsduur ongeveer 10 (35-45) dagen is. Overstromingen hebben vooral in de zomer en herfst een impact op de vegetatie omdat het kan infiltreren in een onverzadigde bodem. Zomeroverstromingen kunnen op korte termijn leiden tot een reductie in productiviteit en veranderingen in abundantie en dominantie van soorten (Atheunisse *et al.* 2008).

Grote vossenstaarthooilanden zijn laag tot matig productief. Gowing (2002) vonden 3,5 – 5 ton droge stof /ha opbrengst van een eerste snede. De bodems van soortenrijke graslanden onderscheiden zich van hun soortenarmere varianten vooral door hun lagere beschikbare fosfaatgehalten (5-15 mg/kg P.Olsen) (Critchley *et al.* 2002, Gowing *et al.* 2002). In percelen met een bemestingsgeschiedenis (landbouw, overstromingen) kan eutrofiëring door fosfaat optreden. Fosfaat is onder gunstige omstandigheden gebonden aan ijzer, aluminium en calcium. Is de bodem al verrijkt is met fosfaat (bindingsplaatsen bezet), dan is er meer fosfaat



beschikbaar voor de planten (Olde Venterink *et al.* 2006; Atheunisse 2006; Loeb 2008). Daarnaast kunnen hoge sulfaatconcentraties in het water (bij hogere grondwaterstanden of overstromingen) leiden tot interne eutrofiëring. Onder zuurstofloze omstandigheden wordt het aan ijzer gebonden fosfaat door sulfide verdrongen. Als er te weinig ijzer beschikbaar is, komt oorspronkelijk gebonden fosfaat beschikbaar met verzuuring als gevolg. De aanwezigheid van stikstof, als gevolg van verhoogde stikstofdepositie of afbraak van organisch materiaal versnelt dit proces. Winterinundaties zijn gunstiger, omdat ondermeer de opname van nutriënten door de plantenwortels en de mineralisatie van stikstof geringer zijn (Sival *et al.* 2002; Atheunisse 2006; Loeb 2008).

Inundatie/overstroming heeft op verschillende manieren effect op de voedselrijkdom van de standplaats. Het is gebleken dat het effect van de in water opgeloste voedingsstoffen beperkt is, omdat uitwisseling met de bodem nauwelijks plaats vindt. De aanvoer van verrijkt sediment is vele malen groter en speelt een belangrijke rol bij de aanvoer van nutriënten in het systeem (Atheunisse 2006; Olde Venterink *et al.* 2006). Met gesedimenteerd slib wordt vooral gebonden fosfaat afgezet en in veel mindere mate stikstof in de vorm van nitraat (Atheunisse 2006). Eutrofiëring via overstroming kan tot uiting komen in verzuuring van de vegetatie, maar ook door verschuiving in soortensamenstelling bij een gelijkblijvend productieniveau (Lamers *et al.* 1999; Loeb 2008).

Glanshavergraslanden met Grote pimpernel (6510_hus)

Internationaal wordt dit habitatsubtype tot het verbond van grote vossenstaart gerekend, meer bepaald tot de associatie van Sanguisorbo-Silaetum. In Vlaanderen komt grote pimpernel niet voor in combinatie met Weidekervel. grote pimpernel wordt wel net zoals weidekervel aangetroffen op alluviale gronden met een zwaardere textuur. In een ordinatieplot is duidelijk te zien hoe de pimpernelgraslanden biotisch tussen de grote vossenstaart- en glanshavergraslanden in liggen. We beschikken nog over te weinig abiotische meetgegevens voor de soortenrijke glanshavergraslanden om uitsluitel te geven of de standplaatskarakteristieken van dit subtype eerder aanleunen bij glanshavergraslanden, dan wel bij grote vossenstaarthooilanden. Vermoedelijk zullen grondwatercondities richtinggevend zijn.

Kalkrijk kamgrasland (Galio-Trifolietum) (6510_huk)

Honnay (2003) onderzocht het effect van N-additie op 3 levels (30, 60 en 90 kgN/ha, onder de vorm van ammoniumnitraat). Achtergronddepositie was 20 kgN/ha. Hij vond een afname naar 25-29 soorten/m² voor de controleplot, naar 18-20 soorten na de additie van 30 kgN/ha en naar 15-18 soorten na de 2 hoogste addities. *Brachypodium pinnatum* was niet aanwezig in de proefvlakken van Honnay. Na additie van N werd een relatief hoog aantal grassen en rozetplanten aangetroffen. De groei van forse kruiden en grassoorten zorgde voor een verminderde lichtbeschikbaarheid voor zaailingen en laag groeiende soorten. Minder competitieve soorten werden weggeconcurrerd.

////////////////////////////////////

Tabel 34: Abiotische bereiken voor het habitatype 6510.

Habitat-subtype	Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
6510_hu	Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	68 - 99	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg	<	9,08	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	12 - 49	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	10,9 - 16,8	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	9,1 - 22,8	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	5 - 9	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	8,7 - 21	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	4,6 - 7,5	17	FlaVen 2020	Dk
6510_hu	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20		ANB 2015	Lg
6510_hua	Bodem	Zuurtegraad	pH_H2O	-	OG - BG	6,2 - 6,5		Loeb et al. 2009; Wamelink et al. 2014	Lk, Lk
6510_hua	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,28 - 0,6		Wamelink et al. 2013, 2014	Lg, Lk
6510_hua	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	22		ANB 2015	Lg
6510_huk	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	21		ANB 2015	Lg
6510_hus	Bodem	Zuurtegraad	pH_H2O	-	OG - BG	5,4 - 7,2		Kemmers et al. 2001; Loeb et al. 2009; Wamelink et al. 2014	Lk, Lk, Lk
6510_hus	Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	OG - BG	-0,04 - 0,16		Kemmers et al. 2001; Wamelink et al. 2014	Lk, Lk
6510_hus	Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	0,55 - 0,96		Kemmers et al. 2001; Wamelink et al. 2014	Lk, Lk
6510_hus	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0,27 - 0,56		Kemmers et al. 2001; Wamelink et al. 2013, 2014	Lk, Lg, Lk
6510_hus	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.8 VENEN EN MOERASSEN

Jan Wouters



Foto 8: Oligotroof overgangsvveen in de Teut (Jan Wouters).

Habitattype 7110: Actief hoogveen

Het hoogveen is een biotoop dat in Vlaanderen zeer zeldzaam geworden is en actueel nergens zich nog in gunstige staat bevindt (Decler, 2007; Paelinckx *et al.* 2009). Hoogvenen zijn open, veenvormende systemen die permanent nat zijn en waarbij het grondwater uitsluitend een regenwaterherkomst heeft. Bij een hoogveen ligt de grondwatertafel hoger dan deze van haar omgeving. Omdat een hoogveen alleen via de atmosfeer water en voedingsstoffen ontvangt, heersen er zure en voedselarme omstandigheden (Aggenbach & Jalink 1998). Dit zijn milieucondities waarbij vooral veenmosvegetaties zeer goed gedijen. Bepaalde veenmossoorten kunnen zeer veel water vasthouden en zijn in veel gevallen verantwoordelijk voor het ontstaan (en behoud) van dit milieu. Het zijn ecosystemen die zeer gevoelig zijn aan verdroging en eutrofiëring (bijv. via depositie). Sterven de veenmossen af, dan krimpt de bodem ineen, wat een onomkeerbaar proces is.

De regenwaterherkomst kan op een eenvoudige en nog betrouwbare wijze door een conductiviteitsmeting opgevolgd worden ($< 50 \mu\text{S}/\text{cm}$). De waterpeilschommelingen zijn er heel beperkt (gunstig bereik $< 30 \text{ cm}$ op jaarbasis, Ellmauer & Essl 2005).

Levende hoogvenen hebben een uitgesproken microreliëf van bulten en slenken. Daarenboven is het moeilijk een scheiding te maken tussen vegetatie en bodem. Hierom worden de toppen van de veenmosbulten tot het maaiveld gerekend, dit is integenstelling met de overige biotopen waarbij vegetatiestructuren niet meetellen. Dit verklaart de nog relatief lage voorjaarsgrondwaterstanden (GVG: $<0,25 \text{ m}$ onder maaiveld) en jaargemiddelden (GG: $<0,37 \text{ m}$ onder maaiveld).

De hoge gevoeligheid voor eutrofiëring uit zich in de eerste plaats door de zeer lage kritische last voor atmosferische depositie ($< 7 \text{ kg N}/\text{ha}$). Over beschikbare concentraties aan fosfor en stikstof in de bodem, oppervlakte- en grondwater zijn onvoldoende referenties gevonden. Ellmauer & Essl (2005) geven voor de bodem C/N wel een ondergrens van 33 op. Omdat het milieu van dit habitatype en oligotroof overgangsveen vrij veel overeenkomsten hebben, kunnen voorlopig de bereiken voor oligo/mesotroof overgangsveen overgenomen worden (zie 7140_oli in Tabel 36).

Tabel 35: Abiotische bereiken voor het habitatype 7110.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	>	33	Ellmauer & Essl 2005	Lk
Grondwater	Amplitude	Amplitude	m	<	0,3	Ellmauer & Essl 2005	Lk
Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	0 - 0,4	Goebel 1996; Ellmauer & Essl 2005	Lk, Lk
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0,25	Wamelink <i>et al.</i> 2013	Lg
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	7	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 7140: Overgangs- en trilveen

Dit habitatype groepeert de actieve verlandingsvegetaties van oligo- en mesotrofe 'overgangsmilieus'. Er is actieve veenvorming en de vegetatie staat steeds onder invloed van water van verschillende oorsprong, nl. enerzijds neerslagwater en anderzijds grond- en/of oppervlaktewater. Met 'overgangsmilieu' wordt bedoeld dat de venen zich ruimtelijk en/of temporeel situeren tussen water- en landgemeenschappen of tussen hoog- en laagveen (Decler, 2007). Afhankelijk van de zuurtegraad, mineralenrijkdom en voedselrijkdom van het milieu worden een viertal subtypes onderscheiden (Paelinckx *et al.* 2009):

- oligotroof en zuur overgangsveen (7140_oli)
- mineraalarm, circum-neutraal overgangsveen (7140_meso)
- varen- en/of (veen)mosrijke rietlanden op drijftillen (7140_mrd)
- basenrijk trilveen met ronde zegge (7140_base)

Om veenontwikkeling mogelijk te maken is het voor alle subtypes een absolute vereiste dat zich heel het jaar water in de buurt van het bodemoppervlak bevindt. Een daling van het (grond)waterpeil leidt tot een verhoogde zuurstoftoevoer, wat de veenafbraak stimuleert. Waar een drijftil aanwezig is, kan de veenbodem kleine wijzigingen in het oppervlaktewaterpeil nog mee volgen. Wordt deze veerkracht overbelast, zal een langdurige wijziging van enkele cm's in de veenbodem al tot schade leiden. Om veenafbraak te vermijden, mag de grondwaterstand in een vaste veenbodem hooguit kortstondig dalen tot 20(-35) cm-mv¹⁰ (FlaVen 2020, . Wheeler *et al.* 2004; Hommel *et al.* 2010, Curtis *et al.* 2009, Giller & Wheeler, 1986). Voor Nederlandse venen van het subtype 7140_meso werd berekend dat een daling van de grondwaterstand van 7 cm gepaard gaat met een daling van de buffering van 30% (Van Diggelen *et al.* 2018).

Op sites in een gunstige staat blijft de gemiddelde grondwaterstand (jaarbasis) en de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand boven 10 cm - mv (o.a. Succow 1988.;; Wamelink *et al.* 2014; FlaVen 2020).

Deze venen zijn in hun waterhuishouding niet alleen gevoelig voor verdroging, ook vernatting kan tot nadelige effecten leiden, omdat de veenvormende soorten vooral in het groeiseizoen slecht aan overstromingen aangepast zijn en, vooral in de basenrijke (maar niet kalkrijke) subtypen, de fosforbeschikbaarheid kan toenemen (Van Diggelen *et al.* 2018). De jaargemiddelde waterstanden dienen bij of onder het maaiveld te blijven (o.a. Goebel 1996). Gemiddelde hoogste grondwaterstanden tot 5-35 cm+mv kunnen ondervangen worden (Giller & Wheeler 1986; Goebel 1996; Hommel *et al.* 2010; Wamelink *et al.* 2014), echter dit is afhankelijk van lokale omstandigheden en van het subtype.

Deze venen zijn laag-productief. Voor de meeste subtypen limiteert stikstof de productie (Boeye *et al.* 1995; Wassen *et al.* 1998; Van Diggelen *et al.* 2018). Deze typen zijn bijgevolg heel gevoelig aan een verhoogde beschikbaarheid (bijv. door verdroging) of extra aanvoer van stikstof via de lucht of water (van Dijk *et al.* 2019). De hoge gevoeligheid voor eutrofiëring blijkt uit de lage kritische lasten voor atmosferische depositie (< 10-17 kg N/ha). In het basenrijke subtype is vooral fosfor de limiterende factor (Van Diggelen *et al.* 2018), omdat de hogere zuurgraad en de aanwezigheid van calcium de beschikbaarheid van het element reduceren.

¹⁰ -mv: onder maaiveld. Als maaiveld wordt hier het bodemoppervlak beschouwd, zonder rekening te houden met de levende vegetatie, zoals bijv. een (veen)mos laag.

Eutrofiëring gaat in al deze venen vaak ook gepaard met een verzuring, al dan niet in combinatie/ingeleid door verdroging (zie verder)

Het habitatype verkiest mogelijk milieu's met sulfaatarm grondwater. Sulfaten kunnen op indirecte of directe wijze de ontwikkeling van het type beïnvloeden (Beije *et al.* 2012a, van Dijk *et al.* 2019).

Op het vlak van de basenhuishouding spreidt het habitatype een grote variabiliteit ten toon. Deze factor heeft een belangrijk aandeel in het onderscheiden van de verschillende subtypes, maar zelfs binnen een subtype is het biotisch heterogeen. Het habitatype is dan ook gevoelig voor wijzigingen in de basenhuishouding. Verzuring kan indirect het gevolg zijn van hydrologische wijzigingen of van een toename van de voedselrijkdom. Bij verdroging is er niet alleen een verminderde aanvoer van baserijk grondwater. De lagere grondwaterstanden bevorderen ook de mineralisatie (van organisch materiaal en/of van ammonium), waarbij zuren gevormd worden (van Diggelen *et al.* 1996). Echter ook in niet-verdroogde venen kan eutrofiëring tot verzuring leiden, omdat sommige soorten veenmossen, die zelf zuren produceren, van het verhoogde nutriëntenaanbod kunnen profiteren (Kooijman & Paulissen 2006). Anderzijds is een oppervlakkige verzuring die door toenemende regenwaterinvloed vanaf het bodemoppervlak in laagveensystemen ook een natuurlijk proces.

Tabel 36: Abiotische bereiken voor het habitatype 7140

Habitat-subtype	Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
7140_base	Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	-0,10 - 0,10		Goebel 1996	Lk
7140_base	Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	>	-0,25		Goebel 1996	Lk
7140_base	Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	-0,03 - 0,26		Wheeler et al. 2004; Hommel et al. 2010	Lk, Lk
7140_base	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0.1		Wamelink et al. 2013	Lg
7140_base	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	16		ANB 2015	Lg
7140_base	Oppervlaktewater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	40 - 140		O'Connell 1981	Lk
7140_base	Oppervlaktewater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	0,4 - 0,7		O'Connell 1981	Lk
7140_base	Oppervlaktewater	Natrium	Na	mg/l	OG - BG	5,5 - 7,0		O'Connell 1981	Lk
7140_base	Oppervlaktewater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	5,9 - 7,3		Sjörs 1950; O'Connell 1981; Wheeler et al. 2004	Lk, Lk, Lk
7140_meso	Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	-0,12 - 0,28		Succow 1988; Goebel 1996	Lk, Lk
7140_meso	Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	>	-0,20		Goebel 1996	Lk
7140_meso	Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	<	0,30		Goebel 1996; Hommel et al. 2010	Lk, Lk
7140_meso	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0.1		Wamelink et al. 2013	Lk
7140_meso	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	17		ANB 2015	Lg
7140_meso	Oppervlaktewater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	4,5 - 7,0		Sjörs 1950; O'Connell 1981	Lk, Lk
7140_mrd	Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	0,10 - 0,35		Hommel et al. 2010	Lk
7140_mrd	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0.1		Wamelink et al. 2013	Lg
7140_mrd	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	17		ANB 2015	Lg
7140_oli	Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	24 - 99	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	10 - 42	10	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	12 - 34	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	0,7 - 34,6	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	13 - 39	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	0,5 - 22,5	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,2 - 4,5	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	0,01 - 0,08	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	OG - BG	0 - 0,02	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	0,04 - 0,21	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	OG - BG	0 - 0,05	15	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	11		ANB 2015	Lg



Habitat-subtype	Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
7140_oli	Ondiep grondwater	Ammonium	N.NH4	mg/l	<	0,32	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	4,1 - 18	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	1,7 - 6,6	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Nitraat	N.NO3	mg/l	<	0,57	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg/l	<	0,02	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Sulfaat	SO4	mg/l	<	62	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Waterstofcarbonaat	HCO3	mg/l	OG - BG	3,2 - 40	13	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$ (25°C)	OG - BG	66 - 290	18	FlaVen 2020	Dk
7140_oli	Ondiep grondwater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	5,0 - 6,0	18	FlaVen 2020	Dk

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 7150: Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het *Rhynchosporion*

Dit habitatype betreft pioniergemeenschappen op kale zandgrond in natte heiden. Vaak komt het habitatype slechts over een geringe oppervlakte voor. Na enkele jaren evolueren deze begroeiingen doorgaans naar natte heidevegetaties. Aan vennen of in slenken in natte heide kunnen ze onder invloed van natuurlijke waterpeilschommelingen langer blijven voortbestaan. De pioniervegetaties met snavelbiezen komen voor op zeer natte tot vochtige bodems die zuur tot matig zuur zijn en die zeer voedselarm tot voedselarm zijn (Decleer 2007; Beijer *et al.* 2012b).

Net zoals alle venen is het type gevoelig aan wijzigingen in de waterhuishouding, maar het ontbreekt ons momenteel aan data om een gunstig bereik te kunnen opgeven.

Ook voor de bodemkarakteristieken en de kwaliteit van het ondiepe grondwater is er een kennishiaat.

Het type is gevoelig voor een stikstofdepositie: < 20 kg N/ha/j.



Tabel 37: Abiotische bereiken voor het habitatype 7150

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
Bodem	Aluminium/calcium ratio (water-extractie)	AlCa.RATIO (water-extractie)	kg/kg	OG - BG	0,8 - 8,1	34	De Graaf et al. 2009	Lk
Bodem	Ammonium/nitraat-ratio (water extractie)	NH4NO3.RATIO (water-extractie)	kg/kg	OG - BG	2,4 - 17,2	34	De Graaf et al. 2009	Lk
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	7 - 59	12	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg	<	2,3	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	7 - 34	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	14 - 24	12	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	0,2 - 1,4	12	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	8 - 30	12	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	0,06 - 1,4	12	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,5 - 4,3	12	FlaVen 2020	Dk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 7210: Kalkhoudende moerassen met *Cladium mariscus* en soorten van het *Caricion davallianae*

Begroeiingen met Galigaan zijn gebonden aan zeer natte, basenrijke en vrij voedselarme milieu's. De soort is zeer goed aangepast aan milieu's met een lage beschikbaarheid aan fosfor. De N/P verhouding van de plant is zeer hoog (gemiddeld 45) (De Kort 2010). Het habitatype is in de Atlantische regio van Europa heel zeldzaam. Naast de bovenvermelde standplaatseigenschappen is ook de vereiste van een geoxideerd milieu een bijzonder kenmerk (De Kort 2010). Bodems die permanent onder water staan, zijn immers vaak gereduceerd. De combinatie van een lage productie aan goed afbreekbaar organisch materiaal en de toevoer via het grondwater van mineralen die de redoxpotential doen stijgen of kunnen bufferen tegen een daling.

Data die bruikbaar zijn voor het opstellen van een gunstig bereik zijn echter schaars. Het is een veentype waarbij de watertafel minstens een deel van het jaar boven het maaiveld situeert (GVG <-0.05 m onder maaiveld) en niet diep mag dalen (Giller & Wheeler, 1986).

De basenvoorziening in de bodem moet voldoende hoog blijven. De bodem is hooguit zwak zuur. Op kalkarme plaatsen dient de basenaanvoer te gebeuren via het grond- of oppervlaktewater (Ca: >41 mg/l).

Aanrijking van voedingsstoffen kan leiden, naast het verdwijnen van kenmerkende soorten, tot een snellere evolutie naar bos en/of tot vestiging van grote zeggen-vegetaties (Van Dobben *et al.* 2012). Het type is gevoelig aan fosfaataanrijking (De Kort 2010, Van Dobben *et al.* 2012), maar door een gebrek aan data kon hiervoor geen gunstig bereik bepaald worden..



Tabel 38: Abiotische bereiken voor het habitatype 7210

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referentie	Status
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	-0,05	Wamelink et al. 2013	Lg
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	22	ANB 2015	Lg
Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	41 - 134	Giller & Wheeler 1986	Lk
Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	1,8 - 8,5	Giller & Wheeler 1986	Lk

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Habitatype 7220: Kalktufbronnen met tufsteenformatie (Cratoneurion)

Dit habitatype is gebonden aan plaatsen met actieve kalktufvorming. Kalktuf wordt enkel gevormd op plaatsen waar het water oververzadigd is aan calcium en bicarbonaat, zodat er kalk kan neerslaan (Beije *et al.* 2012c; Oosterlynck & De Bie 2014). Het habitatype is gevoelig aan verdroging, verzuring en waterverontreiniging. Ook het microklimaat (bijv. temperatuur en licht), stroomsnelheid en topografie beïnvloeden de vorming van kalktuf (Oosterlynck & De Bie 2014).

Het is essentieel dat het grond- of oppervlaktewater rijk is aan calcium. Oosterlynck & De Bie (2014) vonden dat op plaatsen met >15% bedekking van kalktuf het kalkgehalte in het oppervlaktewater minimaal 130 mg/l Ca²⁺ bedroeg en pH ervan minimaal 7,3 was.

Het water dient zeer arm aan fosfaat te zijn (PO₄-P: <0,013 mg P/l). Het hoge calciumgehalte in het water zorgt hier voor een belangrijke natuurlijke buffering. Het zeer lage fosfaatgehalte neemt niet weg dat bij goed ontwikkelde types ook het stikstofgehalte in het oppervlaktewater laag is (< 4 mg NO₃-N/l) (de Mars *et al.* 2016).



Tabel 39: Abiotische bereiken voor het habitatype 7220

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	28	ANB 2015	Lg
Oppervlaktewater	Nitraat	N.NO3	mg N/l	<	4	de Mars <i>et al.</i> 2016	Lk
Oppervlaktewater	Orthofosfaat	P.PO4	mg P/l	<	0,013	de Mars <i>et al.</i> 2016	Lk

- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Tabel 40: Abiotische bereiken voor het habitatype 7230.

Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referenties	Status
Bodem	Zuurtegraad	pH_H2O	-	OG - BG	5,0 - 8,0	15	Wheeler <i>et al.</i> 2004	Lk
Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv	OG - BG	0,03 - 0,36	16	Goebel 1996	Lk
Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv	OG - BG	-0,02 - 0,05		Goebel 1996; Wheeler <i>et al.</i> 2004	Lk, Lk
Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv	OG - BG	-0,02 - 0,5		Flintrop 1994; Goebel 1996; Wheeler <i>et al.</i> 2004	Lk, Lk, Lk
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv	<	0,25		Wamelink <i>et al.</i> 2013	Lg
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	16		ANB 2015	Lg
Ondiep grondwater	Ammonium	N.NH4	mg N/l	OG - BG	< 0,9		Boyer & Wheeler 1989; Dowding 1990	Lk, Lk
Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	97 - 150		Boyer & Wheeler 1989; Dowding 1990	Lk, Lk
Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	1,2 - 2,8		Boyer & Wheeler 1989; Dowding 1990	Lk, Lk
Ondiep grondwater	Nitraat	N.NO3	mg N/l	OG - BG	< 7,2		Boyer & Wheeler 1989; Dowding 1990	Lk, Lk
Ondiep grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg P/l	OG - BG	< 0,03		Boyer & Wheeler 1989; Dowding 1990	Lk, Lk
Oppervlaktewater	Zuurtegraad	pH	-	OG - BG	6,2 - 8,5		Sjors 1950; Wheeler <i>et al.</i> 2004	Lk, Lk

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



6.9 BOSSEN

Luc De Keersmaeker



Foto 9: Oud eikenbos (9190) in het bosreservaat Sevendonck (Luc De Keersmaeker).

Habitattypes 9110 en 9120: Beukenbossen van het type *Luzulo-Fagetum* en Atlantische zuurminnende beukenbossen

Habitattype 9110 (Beukenbossen van het type *Luzulo-Fagetum*) wordt beschouwd als een continentaal en submontaan habitattype dat in Vlaanderen enkel in matig ontwikkelde vorm aanwezig is in de Voerstreek (Decler 2007). De standplaatsvereisten in Vlaanderen lopen evenwel gelijk met die van habitattype 9120 (Atlantische zuurminnende beukenbossen) zodat de gunstige bereiken die voor 9120 werden afgeleid, ook op 9110 kunnen worden toegepast.

Atlantische zuurminnende beukenbossen zijn gebonden aan een zure bodem (gunstig bereik **pH-CaCl₂ < 4,1**) (Tabel 42), met een textuur die sterk kan variëren. Door gebreksverschijnselen en toxiciteiten ontbreken de meeste voorjaarsbloeiërs op dergelijke zure bodems (Falkengren-Grerup & Tyler 1993; Falkengren-Grerup *et al.* 1995). De standplaats van dit habitat is meestal niet door grondwater beïnvloed, hoewel ondiep basenarm grondwater of stuwwater een rol kunnen spelen, vooral in het westen van Vlaanderen. **De strooisellaag kan tot 12 cm dik zijn**, wat een gevolg is van de dominantie van boomsoorten met moeilijk afbreekbaar strooisel (eik, beuk) en van sterke beschaduwing. De hoeveelheid Olsen P kan tot 44 mgP/kg bedragen. De grenswaarde (kritische waarde) voor N depositie werd vastgelegd op 20 kg/ha (ANB 2015).

Tabel 41: Abiotische bereiken voor het habitatype 9120.

Habitat (sub)type	Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
9120	Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	44	De Keersmaeker <i>et al.</i> 2020	Lk
9120	Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,16-1,45	De Keersmaeker <i>et al.</i> 2020	Lk
9120	Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	12	De Keersmaeker <i>et al.</i> 2020	Lk
9120	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	2,9-4,1	De Keersmaeker <i>et al.</i> 2020	Lk
9120	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20	ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.

Habitattypes 9130 en 9160: Atlantisch neutrofiel beukenbos, beukenbos van het type *Asperulo-Fagetum* en Eiken-haagbeukenbos

In Vlaanderen komt habitatype 9130 (Atlantische en Midden-Europese neutrofiel beukenbos) grotendeels voor op gelijkaardige standplaatsen voor als het habitatype 9160 (Eiken-Haagbeukenbos), maar 9130 is beperkt tot de Atlantische regio waar wilde hyacint als kenmerkende soort aanwezig is (van Landuyt *et al.* 2006). Habitattypes 9130 en 9160 zijn sterk gebonden aan leemgronden (**leemfractie >58%**). Door de aanwezigheid van een kritische voorjaarsflora zijn de habitattypes 9130 en 9160 erg gevoelig voor verzuring. De ondergrens voor pH-CaCl₂ ligt op 3,0 (9130) en 3,7? (9160). Wilde hyacint heeft vergeleken met andere voorjaarssoorten een ruime amplitude m.b.t. de zuurheid van de bodem (Thomaes *et al.* 2011), wat de lagere grenswaarde van 9130 kan verklaren. Bij verdere verzuring onder de grenswaarden verdwijnt de voorjaarsflora grotendeels (een uitzondering is bvb. Witte klaverzuring) en ontstaat een zuurminnend beukenbos (9120). De soortenrijke vormen van beide habitattypes (*Asperulo-Fagetum* en neutroclien Eiken-Haagbeukenbos) vereisen echter een bodem pH die ver boven de grenswaarde ligt (pH-CaCl₂ > 5). Vergeleken met habitatype 9120 is de bodem van 9130 en 9160 minder arm en is er een betere menging van het strooisel met de minerale bodem. Hierdoor is de strooisellaag niet dikker dan 6 cm (9130) en 4 cm (9160). De hoeveelheid Olsen-P kan in deze matig zure bodems oplopen tot ongeveer 30 mg/kg en mogelijk ook tot 60 mg/kg voor 9130. De beschikbaarheid van P is immers hoger in matig zure bodems dan in sterk zure of kalkrijke bodems (Brady 1966). De grenswaarde (kritische waarde) voor N depositie is gelijk aan die van 9120 en werd vastgelegd op 20 kg/ha (ANB 2015). Dit is wellicht te hoog: de bodems van leemplateaus bevinden zich in het uitwisselingsbufferbereik en zijn hierdoor bijzonder gevoelig voor verzuring (Brahya *et al.* 2000). De ecologische effecten zijn er groter dan in habitattypes 9120 en 9190 waarvan de bodems zich reeds in het aluminiumbufferbereik bevinden. De kenmerkende vegetatie van habitattypes 9130 en 9160 is, i.t.t. de vegetatie van 9120 en 9190, bijzonder gevoelig voor verdere verzuring (Falkengren-Grerup U 1986; Diekmann *et al.* 1999; Falkengren-Grerup & Tyler 1993; Falkengren-Grerup *et al.* 1995). In Meerdaalwoud werd tussen 1953 en 2000 een sterke bodemverzuring en simultane verarming van de vegetatie vastgesteld (Baeten *et al.* 2009), wellicht onder invloed van relatief lage maar aanhoudende deposities.



Tabel 42: Abiotische bereiken voor het habitatype 9130.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	Referenties	Status
Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	60	De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,27 - 0,53	De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	6	De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	>	3,0	De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20	ANB 2015	Lg

Tabel 43: Abiotische bereiken voor het habitatype 9160.

Milieu-compartment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstiging	Referentie	Status
Bodem	Basenverzadiging	BV	%	OG - BG	67 - 99	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	29	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	IJzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg	OG - BG	27 - 52	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	>	0,16 - 0,43		De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg	OG - BG	11,7 - 14,5	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg	OG - BG	4,8 - 32,7	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg	OG - BG	6 - 10	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca	cmol+/kg	OG - BG	3,7 - 30	11	FlaVen 2020	Dk
Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	4		De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Lk
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,7 - 5,2	11	FlaVen 2020, De Keersmaecker <i>et al.</i> 2020	Dk, Lk
Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	20		ANB 2015	Lg

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.

Habitatype 9150: Midden-Europese kalkrijke beukenbossen

Midden-Europese kalkrijke beukenbossen zijn in Vlaanderen slechts marginaal aanwezig door het ontbreken van geschikte standplaatsen. Hierdoor ontbreken momenteel gunstige bereiken voor de standplaatsfactoren. Dit bostype kan slechts voorkomen op plaatsen waar mergel dagzoomt en dus vrij CaCO₃ in de bodem aanwezig is (Bobbink *et al.* 2008). De bodem pH-KCl is hierdoor nooit lager dan 5,5 (Bobbink *et al.* 2008). De strooiselafbraak gaat op de kalkrijke bodem snel en wordt verder in de hand gewerkt door korte kapcycli, als onderdeel van een hakhout- of middelhoutbeheer. Hierdoor treedt geen strooiselophoping op (Bobbink *et al.* 2008).

Het type is ondanks de goede buffering van de bodem gevoelig voor atmosferische depositie. Het kan kalk versneld oplossen, maar ook kan het een eutrofiërende werking hebben. Dat kan bijvoorbeeld leiden tot meer strooiselproductie.

////////////////////////////////////

Het **Vogelkers-Essenbos (91E0_va)** is meestal beekbegeleitend maar kan ook zonaal voorkomen op bodems met een uiteenlopende textuur. Een strooisellaag is nauwelijks aanwezig (< 1 cm), het humustype wordt getypeerd als een mull. De **pH is hoog (pH.CaCl2 > 4,1)** door buffering met baserijk grondwater. De gemiddelde hoogste grondwaterstand zakt nooit diep onder het maaiveld, maar de bodem wordt in het vegetatieseizoen oppervlakkig droog. Goed ontwikkelde voorbeelden van dit habitat vereisen **zeer lage concentraties P.Olsen (< 7,1 mg/kg)**. Hogere P beschikbaarheid kan aanleiding geven tot dominantie van Grote brandnetel en verlies aan bosplanten met een geringe concurrentiekracht (Pigott & Taylor 1964; Pigott 1971; McKendrick 1996; De Keersmaeker *et al.* 2004; Baeten *et al.* 2010). De stikstofvoorziening is in dit habitat door de snelle mineralisatie en nitrificatie doorgaans minder bepalend (De Keersmaeker *et al.* 2004). De bovengrenzen van het gunstig abiotisch bereik voor Kjeldahl N en atmosferische depositie liggen op respectievelijk 0,42% N en 26 kg N /ha/j.

Mesotroof broekbos (91E0_vm) vereist een zeer hoge grondwatertafel met geringe schommelingen. Het grondwater is in de regel **baserijk met een pH die meestal hoger is dan 6 (Stortelder *et al.* 1998)**. **Op basis van eigen waarnemingen werd de (onder)grenswaarde voor de bodem pH.CaCl2 gelegd op 3.** Door de constant hoge grondwaterstand treedt veenvorming op (Stortelder *et al.* 1998). Door het organische karakter van de bodem en door het stikstoffixerende vermogen van Zwarte els is een hoge **Kjeldahl N voorraad aanwezig (0,36-1,02%)**. In de permanent natte, gereduceerde bodem kan de **beschikbaarheid van P hoog zijn**, met P.Olsen waarden tot 27 mg/kg. Grenswaarden voor N-deposities zijn niet bepaald, maar liggen vermoedelijk in de lijn van andere subtypes van 91E0 (26-34 kg N/ha/j).

Oligotroof broekbos (91E0_vo) ontwikkelt zich bij gelijkaardige grondwaterstanden als het mesotroof broekbos, waar de grondwaterkwaliteit is sterk verschillend. Het grondwater is eerder zuur en basenarm, met een pH lager dan 6 (Stortelder *et al.* 1998). Stortelder *et al.* (1998) geven bodem pH.KCl waarden op tussen 2,5 en 4,5; de Vlaamse waarden situeren zich op 3,1 en 4,3. De hoeveelheid P.Olsen in de bodem is lager dan 7,2 mg/kg. Onder deze zure omstandigheden kan de strooisellaag vrij dik zijn, tot ongeveer 10 cm. Grenswaarden voor N-deposities zijn niet bepaald, maar liggen vermoedelijk in de lijn van andere subtypes van 91E0 (26-34 kg N/ha/j).

Het Ruigte-Elzenbos (91E0_vn) mag beschouwd worden als een een rompvegetatie van het elzen-essenbos of het mesotroof elzenbroekbos. Het heeft hierdoor weinig specifieke bodemkenmerken, met een brede amplitude voor bijvoorbeeld bodem-pH.CaCl2 (> 3,9). Aangezien het zich vaak heeft ontwikkeld op bemeste graslanden of ontstaan is door een lichte verstoring van elzenbroek, is de grenswaarde voor P.Olsen relatief hoog (< 44 mg/kg). Grenswaarden voor N-deposities zijn niet bepaald, maar liggen vermoedelijk in de lijn van andere subtypes van 91E0 (26-34 kg N/ha/j).



Tabel 45: Abiotische bereiken voor het habitatype 91E0.

Habitat-subtype	Milieucompartiment	Variabele	Afkorting	Eenheid	Teken	Abiotisch bereik	N gunstig	Referentie	Status
91E0_va	Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	7,1		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_va	Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,25 - 0,42		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_va	Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	1		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_va	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	>	4,1		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_va	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	26		ANB 2015	Lg
91E0_va	Ondiep grondwater	Ammonium	N.NH4	mg/l	<	0,63	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Calcium	Ca	mg/l	OG - BG	60 - 131	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Kalium	K	mg/l	OG - BG	0,5 - 10,6	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Nitraat	N.NO3	mg/l	<	0,26	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg/l	<	0,46	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Sulfaat	SO4	mg/l	<	79	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Waterstofcarbonaat	HCO3	mg/l	OG - BG	252 - 406	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$ (25°C)	OG - BG	530 - 960	14	FlaVen 2020	Dk
91E0_va	Ondiep grondwater	Zuurtegraad	pH	mg/l	OG - BG	6,7 - 7,1	13	FlaVen 2020	Dk
91E0_vc	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	26		ANB 2015	Lg
91E0_vm	Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	27		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vm	Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,36-1,02		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vm	Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	5		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vm	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	>	3,0		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vm	Ondiep grondwater	Geleidbaarheid	EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$ (25°C)	OG - BG	510 - 740	10	FlaVen 2020	Dk
91E0_vm	Ondiep grondwater	Zuurtegraad	pH	mg/l	OG - BG	6,5 - 7,1	10	FlaVen 2020	Dk
91E0_vm	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	26		ANB 2015	Lg
91E0_vn	Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	44		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vn	Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,19-0,37		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vn	Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	1		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vn	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	>	3,9		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vn	Lucht	Stikstofdepositie	N-depositie	kg N/ha/j	<	26		ANB 2015	Lg
91E0_vo	Bodem	Fosfor Olsen	P.Olsen	mg P/kg	<	7,2		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vo	Bodem	Kjeldahl-stikstof	Kjeldahl-N	%	OG - BG	0,13 - 0,28		De Keersmaecker et al. 2020	Lk
91E0_vo	Bodem	Strooisel	Strooisel	cm	<	10		De Keersmaecker et al. 2020	Lk



91E0_vo	Bodem	Zuurtegraad	pH.pot	-	OG - BG	3,1 - 4,3	16	De Keersmaecker et al. 2020	Lk
---------	-------	-------------	--------	---	---------	-----------	----	-----------------------------	----

- **Teken:** OG-BG: ondergrens-bovengrens, 10-90 perc: 10-90 percentielwaarden, min-max: minimum –maximum;
- **Abiotisch bereik:** globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitatype duurzaam kan functioneren;
- **Status:** bron en wijze waarop het bereik werd afgeleid (zie tabel 1);
- **N gunstig:** aantal gunstige proefvlakken waarop de berekening is gebaseerd;
- **Referentie:** referenties op basis waarvan het abiotisch bereik werd bepaald.



Aptroot, A., Diederich, P., Serusiax, E. & Sipman, H. 1997. Lichens and licheniculous fungi from New Guinea. *Bibliotheca Lichenologica* 64: 1-220.

Arens S., Geelen L., van der Hagen H. & Slings R. 2007. Duurzame verstuiving in de Hollandse.

Arts G.H.P. 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de nederlandse binnenwateren: deel 13, vennen: achtergronddocument bij het 'handboek natuurdoeltypes in nederland'. Rapport ec-Inv 13. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen : The Netherlands. 80 pp.

Arts G.H.P. 2002. Deterioration of atlanticsoft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany* 73: 373-393.

Arts G.H.P., van Beers P.W.M. & Belgers J.D.M. 2001. Herstelbeheer in vennen en de floristische samenstelling van isoëtide begroeiingen in de periode 1980-1999. *Stratiotes* 23: 33-39.

Arts G.H.P., Smolders A.J.P. & Belgers J.D.M. 2007. Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse. Alterra-rapport 1479, Alterra, Wageningen.

Arts G.H.P, Brouwer E. & Smits, N.A.C. 2012. Herstelstrategie H3110: zeer zwakgebufferde vennen. Ministerie van Economische Zaken, p. 329-345

Arts G.H.P., Brouwer E. & Smits N.A.C. 2012a. Herstelstrategie H3130: zwakgebufferde vennen. Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats Natura 2000. Deel 2., Ministerie van Economische Zaken, p. 347-364

Arts G.H.P., Brouwer E. & Smits N.A.C. 2012b. Herstelstrategie H3140: kranswierwateren. Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats Natura 2000. Deel 2. Ministerie van Economische Zaken, p. 365-378

Arts G.H.P, Brouwer E.& Smits N.A.C. 2012c. Herstelstrategie H3150: meren met krabbenscheer en fonteinkruiden. Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats Natura 2000. Deel 2., Ministerie van Economische Zaken, p. 379-392

Arts G.H.P., Brouwer E., Horsthuis M.A.P. & Smits N.A.C. 2012d. Herstelstrategie H3160: zure vennen. Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats Natura 2000. Deel 2., Ministerie van Economische Zaken, p. 393-405

Baatrup-Pedersen A. & Riis T., 1999. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42: 375-385.

Baatrup-Pedersen A., Riis T., Hansen H.O. & Friberg N. 2000. Restoration of a Danish headwater stream: short-term changes in plant species abundance and composition. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 13-23.

Baeten L., Bauwens B., De Schrijver A., De Keersmaeker L., Van Calster H., Vandekerckhove K., Roelandt B., Beeckman H. & Verheyen K. 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12: 187-197.

Baeten L., Vanhellemont M., De Frenne P., De Schrijver A., Hermy M. & Verheyen K. 2010. Plasticity in response to phosphorus and light availability in four forest herbs: a pot experiment. *Oecologia* 163: 1021-1032.

//

- BVR (2015). Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning, het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, het besluit van de Vlaamse Regering van 9 september 2005 betreffende de geografische indeling van watersystemen en de organisatie van het integraal waterbeleid in uitvoering van Titel I van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid en het besluit van de Vlaamse Regering van 26 april 2013 tot vaststelling van het geactualiseerde monitoringprogramma van de watertoestand ter uitvoering van artikel 67 en 69 van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid, wat betreft de omzetting van richtlijn 2013/39/EU en richtlijn 2009/90/EG. Belgisch Staatsblad 16.10.2015:36465-36482.
- Callebaut J., De Bie E., Huybrechts W., De Becker P. 2007. Beheersmodellen actief peilbeheer - NICHE-Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2007(3). Samenwerking Vlaams Water vzw (SVW).
- Ceulemans, T., Hens, M., Honnay, O. & Merckx, R. (2009). Vermesting en soortenrijkdom in heischrale graslanden. *Natuur.Focus* 8 (3): 90-95.
- Ceulemans T. 2012. Dataset graslandonderzoek. K.U.Leuven, Leuven.
- Chambers P. A., McGoldrick D.J., Brua R.B., Vis C., Culp J.M. & Benoy G.A. 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *Journal of Environmental Quality* 41: 7-20.
- Chambers, P. A., E. E. Prepas, H. R. Hamilton & M. Bothwell L. 1991. Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications* 1: 249-257.
- Cirkel D.G., Van Beek C.G.E.M., Witte J.P.M. & Van der Zee S.E.A.T.M. (2014). Sulphate reduction and calcite precipitation in relation to internal eutrophication of groundwater fed alkaline fens. *Biogeochemistry* 117(2-3):375-393.
- CIW 2008. Voorontwerp van besluit van de Vlaamse regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de milieuvergunning en van het Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, houdende wijziging van de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater en de milieukwantiteitsnormen voor grondwater. Goedgekeurd door CIW, december 2008.
- Cools N., Wils C., Louette G., Adriaens D. (2015). Habitat_2014_VLOPS_2014: N-overschrijdingskaart voor actueel aanwezige habitats op basis van de vectoriële habitatkaart (toestand 2014), volgens het VLOPS -model 2014. Digitaal geografisch bestand Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Cranston E. & Darby E. 2004. *Ranunculus* in chalk rivers - Phase 2. Environment Agency, Bristol.
- Criel B., Muylaert W., Hoffmann M., De Loose L. & Meire P. 1999. Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. Universiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud. Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaphan (OMES), AMIS DS7.2, deelstudie 8. 72 p + bijlagen.

////////////////////////////////////

- Curreli A., Wallace H., Freeman C., Hollingham M., Stratford C., Johnson H. & Jones M.L.M. 2013. Eco-hydrological requirements of dune slack vegetation and the implications of climate change. *Science of the Total Environment* 443: 910–919.
- Curtis T., Downes S., Ni Chathain B. 2009. The ecological requirements of water-dependent habitats and species designated under the Habitats directive. *Proceedings of the Royal Irish Academy - Biology and Environment* 109B(3):261-319.
- Davy A.J., Hiscock K.M., Jones M.L.M., Low R., Robins N.S. & Stratford C. 2010. Ecohydrological guidelines for wet dune habitats, phase 2. Protecting the plant communities and rare species of dune wetland systems. Environment Agency, Bristol.
- De Becker P., Jochems H. & Huybrechts W. 2005. Onderzoek naar de abiotische standplaatsvereisten van verschillende beekbegeleidende *Alno-Padion* & *Alnion incanae*-gemeenschappen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. Verslag IN.O.2004.17.
- De Graaf M.C.C., Bobbink R., Smits N.A.C., Van Diggelen R. & Roelofs J.G.M. 2009. Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142: 2191-2201.
- De Graaf M.C.C., Verbeek P.J.M., Robat S., Bobbink R., Roelofs J.G.M., de Goeij S. & Scherpenisse M. 2004. Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O.
- De Keersmaeker L., Vandekerkhove K. & De Blust G. 2020. Verkennende analyse van bodemkenmerken van onbeheerde bossen voor het bepalen van het gunstig abiotisch bereik voor boshabitats (9120, 9130, 9160, 9190, 91E0). Niet gepubliceerde studie van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- De Keersmaeker L., Martens L., Verheyen K., Hermy M., De Schrijver A. & Lust N. 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen Forest (Belgium). *Forest Ecology and Management* 188: 291-304.
- De Kort H. 2010. De standplaatsvereisten van *Galigaan mariscus*. Aanbevelingen voor een adequaat beheer van galigaanmoerassen in Vlaanderen [MasterThesis]. Leuven: K.U.Leuven, . 84 p.
- de Mars H., van der Weijden B., van Dijk G., Smolders F., Grootjans A.P. & Wołejko L. (2016). Towards threshold values for nutrients. Petrifying springs in South-Limburg (NL) in a Northwest European context. Rapport OBN2016/OBN210-HE, Driebergen, NL, 97p.
- de Mars H., Wassen M.J., Peeters W.H.M. 1996. The effect of drainage and management on peat chemistry and nutrient deficiency in the former Jęgrznia-floodplain (NE-Poland). *Vegetatio* 126(1):59-72.
- De Saeger S., Paelinckx D., Demolder H., Denys L., Packet J., Thomaes A. en Vandekerkhove K. 2008. Sleutel voor het karteren van Natura 2000 habitattypes in Vlaanderen, grotendeels vertrekkende van de karteringseenheden van de Biologische Waarderingskaart, versie 5. Intern Rapport INBO.IR.2008.23. Instituut voor Natuur- en bosonderzoek, Brussel.
- De Vries W., Kros H., Reinds G.J., Wamelink W., Mol J., Van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., Van Hinsberg A., Posch M. & Hettelingh J.-P. 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra report 1382. Alterra WUR, Wageningen, 206 p.



- Falkengren-Grerup U., Quist M.E. & Tyler G. 1995. Relative importance of exchangeable and soil solution cation concentrations to the distribution of vascular plants. *Environmental and Experimental Botany* 35: 9-15.
- Falkengren-Grerup U. & Tyler G. 1993. Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management* 60: 311-326.
- FlaVen. Flanders vegetation and environmental data. Databank van het INBO met standplaatsgegevens: meetgegevens voor vegetatie en milieukeurmerken.
- FlaVen 2020. Dataset FlaVen 2020 niet gepubliceerd. Alle INBO-standplaatsgegevens die in 2015 in FlaVen waren opgenomen.
- Flintrop T. 1994. Ökologische Charakterisierung des Caricetum davallianae durch Grundwasserstands- und pH-Messung. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 6:83-100.
- Geurts J.J., Smolders A.J.P., Verhoeven J.T.A., Roelofs G.M.J. & Lamers L.P.M. 2008. Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.
- Giller K.E., Wheeler B.D. 1986. Past peat cutting and present vegetation patterns in an undrained fen in the Norfolk Broadland. *Journal of Ecology* 74(1):219-247.
- Goebel W. 1996. Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypes. *DVWK-schriften*, 112. p. 504.
- Gonzalez Sagrario M.A.J., Jeppesen E., Gomà J., Søndergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T. & Landkildehus F. 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50: 27-41.
- Greipsson S. & Davy A.J. 1997. Responses of *Leymus arenarius* to Nutrients: Improvement of Seed Production and Seedling Establishment for Land Reclamation. *The Journal of Applied Ecology* 34: 1165-1176.
- Grootjans A.P., Lammerts E.J. & van Beusekom F. 1995. Kalkrijke duinvalleien op de waddeneilanden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Gruwez R., Vanden Broek A., De Frenne P., Tack W. & Verheyen K. 2010. Welke toekomst voor de Jeneverbes in Vlaanderen? Een evaluatie aan de hand van beheersscenario's. *De Levende Natuur* 9: 167-173.
- Gyselings R., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Miličić T., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. 2011. Ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor het Schelde-estuarium (vervolgstudie). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2011.31, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hamada, M., Johnson, V., Moore, L.M. & Wendelberger, J. (2004). Bayesian Prediction Intervals and Their Relationship to Tolerance Intervals. *Technometrics* 46 (4): 452-459. ISSN 0040-1706. doi:10.1198/004017004000000518. URL <https://www.jstor.org/stable/25470893><http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1198/004017004000000518>.

////////////////////////////////////

- Harrell, F.E. (2001). *Regression Modeling Strategies : With Applications to Linear Models, Logistic Regression, and Survival Analysis*. Springer New York. ISBN 9781475734621, 571 pagina's.
- Hiddink, J.G. & Kaiser, M.J. (2005). Implications of Liebig's law of the minimum for the use of ecological indicators based on abundance. *Ecography* 28 (2): 264–271. ISSN 09067590. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04063.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.0906-7590.2005.04063.x>.
- Hayati A.A., Proctor M.C.F. 1991. Limiting nutrients in acid-mire vegetation - peat and plant analyses and experiments on plant-responses to added nutrients. *Journal of Ecology* 79(1):75-95.
- Heinis F. & Evers C.H.M. 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. Stowa, Utrecht.
- Hens M. & Neiryck J. 2013. Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypes in Vlaanderen. Nota van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek opgesteld voor WBC Referentiewaarden, Brussel, 24 p.
- Hommel P.W.F.M., Griek M., Haveman R., den Ouden J.& de Waal R.W. 2009. Herstel van jeneverbesstruwelen. *De Levende Natuur* 110: 135-137.
- Hommel P.W.F.M., Smolders A.J.P., Waal R.W. 2010. Selectie van ecologisch relevante bodemeigenschappen. Deel. 2: Van sleutfactoren naar drempelwaarden. Wageningen: Alterra. Alterra-rapport 2050. 67 p.
- Hommel, P.W.F.M., R. Haveman, H.P.J. Huisjes, R.W. de Waal. 2013. Herstel van jeneverbesstruwelen. Resultaten OBN-onderzoek 2007 – 2011. Rapport Alterra, Den Haag.
- Howe M.A., Knight G.T. & Clee C. 2010. The importance of coastal sand dunes for terrestrial invertebrates in Wales and the UK, with particular reference to aculeate Hymenoptera (bees, wasps & ants). *Journal of Coastal Conservation* 14: 91-102.
- James C., Fisher J., Russell V., Collings S. & Moss B. 2005. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50: 1049-1063.
- Janssen L. & Mensink C. 2002. Aanpassing van de GIS User Interface voor het berekenen van de overschrijdingen van kritische lasten op basis van gevoeligheidskaarten en OPS-depositieberekeningen, Rapport 2002/TAP/R044, Vito, Mol.
- JNCC 2005. Common standards monitoring guidance for standing waters. Version March 2005, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Jones M.L.M., Sowerby A., Williams D.L. & Jones R.E. 2008. Factors controlling soil development in sand dunes: evidence from a coastal dune soil chronosequence. *Plant and Soil* 307: 219-234.
- Jones M.L.M., Wallace H.L., Norris D., Brittain S.A., Haria S., Jones R.E., Rhind P.M., Reynolds B.R. & Emmett B.A. 2004. Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Plant Biology* 6: 598-605.
- Kemmers, R.H. & van Delft S.P.J. 2007. Stikstof-, fosfor- en kaliumbeschikbaarheid en kritische depositiewaarden voor stikstof in korte vegetaties. Alterra-rapport 1598, Wageningen.



- Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.6. Brussel: INBO/ANB. 669 p
- Pedersen O., Andersen T., Ikejima K., Hossain M.D.Z., Andersen F.Ø. 2006. A multidisciplinary approach to understanding the recent and historical occurrence of the freshwater plant, *Littorella uniflora*. Freshwater Biology 51: 865-877.
- Penning E.M., M.; Hellsten, S.; Dudley, B.; Hanganu, J. 2006. Aquatic macrophytes as indicators of human pressure. Dose-response relationships between biological and chemical elements in different lake types. In: Lyche Solheim A. (ed.), REBECCA D11, JRC, Ispra: 72-172.
- Penning W.E., Mjelde M., Dudley B., Hellsten S., Hanganu J., Kolada A., van den Berg M., Poikane S., Phillips G., Willby N., Ecke F. (2008). Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. Aquatic Ecology 42: 237-251.
- Pigott C.D. 1971. Analysis of the response of *Urtica dioica* to phosphate. New Phytologist 70: 953-966.
- Pigott C.D., Taylor K. 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. Journal of Ecology 52 (suppl.): 175-185.
- Plassmann K., Jones M.L.M. & Edwards-Jones G. 2009. The effects of low levels of nitrogen deposition and grazing on dune grassland. Science of the Total Environment 407: 1391-1404.
- Poikane, S., R. Portielje, M. van den Berg, G. Phillips, S. Brucet, L. Carvalho, U. Mischke, I. Ott, H. Soszka & J. Van Wichelen, 2014. Defining ecologically relevant water quality targets for lakes in Europe. Journal of Applied Ecology 51:592-602.
- Provoost S., Feys S., Vercruyse E., Packet J. & Denys L. 2011. Natuurinrichting Oosthoekduinen – monitoring. Evaluatie van de uitgevoerde werken 7 jaar na de inrichting. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek R.2011.55, Brussel, 142 p.
- Pulido, C., Sand-Jensen K., Lucassen E.C.H.E.T., Roelofs J.G.M., Brodersen K.P., Pedersen O. 2012. Improved prediction of vegetation composition in NW European softwater lakes by combining location, water and sediment chemistry. Aquatic Sciences 74: 351-360.
- Raad van de Europese Gemeenschappen (1979). Richtlijn 79/409/EEG van de Raad van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand
- Raad van de Europese Gemeenschappen (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
- Raman, M. 2001. Festuco - Brometea (kalkgraslanden) in Vlaanderen met een casestudie van de Tiendeberg. Universiteit Gent: [s.l.]. 121 pp.
- Raman, M., Van Calster, H., Cools, N., Wouters, J., Herr, C. & De Vos, B. (2019). Standplaatsvereisten voor het duurzaam voorkomen van vegetatietypes in Vlaanderen. Concepten, definities en methoden. Versie 1.0. Report, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Remke E.R. 2010. Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis, Radboud University Nijmegen.

- Rhymes J., Wallace H., Fenner N. & Jones M.L.M. 2014. Evidence for sensitivity of dune wetlands to groundwater nutrients. *Sci. Total Environ.* 21 (490):106-113.
- Riksen, M.J.P.M., R. Ketner-Oostra, C. van Turnhout, M. Nijssen, D. Goossens, P.H. Jungerius & W. Spaan. 2006. Will we lose the last active inland drift sands of western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in The Netherlands. *Landscape Ecology* 21: 431-447.
- Riis T., Biggs B.J.F. 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnol Oceanogr* 48(4):1488-1497.
- Riis T., Sand-Jensen K., Vestergaard O. 2000. Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquat Bot* 66(4):255-272.
- Rodwell J.S., 2000. British plant communities Volume 5: Maritime communities and vegetation of open habitats. Cambridge University Press, Cambridge, 512 p.
- Roelofs, J.G.M., 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experientia* 42, 372-377.
- Roelofs JGM. 1993. De fragiele balans tussen verzuring en verbasing in blauwgraslanden. Wetenschappelijke mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging: 32-38.
- Roelofs, J.G.M., R. Bobbink, E. Brouwer and M.C.C. De Graaf, 1996. Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 45(4): 517-541. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00808.x>
- Runhaar J., & Hennkens S.M., 2005. Hydrologische randvoorwaarden natuur Versie 2.1. Gebruikershandleiding bij applicatie Hydrologische Randvoorwaarden Natuur die wordt verspreid via de website www.synbiosys.alterra.nl/waternood/.
- Runhaar J., Jalink M.H., Hunneman H., Witte J.P.M., & Hennekens S.M., 2009. Ecologische vereisten habitattypes. KWR09.018 in opdracht van Ministerie van LNV, directie Kennis, 46 p + bijlagen.
- Rybniek K. 1970. *Rhynchospora alba* (L.) Vahl, its distribution, communities and habitat conditions in Czechoslovakia, part 2. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 5(3/4):221-263.
- Schaminée J.H. J., Weeda E.J., & Westhoff V., 1998. De vegetatie van Nederland : deel 4 : plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala, Leiden, 346 p.
- Schneiders A., Denys L., Jochems H., Vanhecke L., Triest L., Es K., Packet J., Knuysen K. & P. Meire (2004) Ontwikkelen van een monitoringsysteem en een beoordelingsmethode voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2004.1.
- Schneiders, A., 2007. Aanzet tot het opstellen van richtwaarden voor nutriënten in oppervlaktewateren conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Instituut voor Natuur- van Bosonderzoek, Brussel.
- Sjörs H. (1950). On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos* 2(2):241-258.



- Smits NAC. & JHJ. Schaminée 2004. Schrale hellingen in Zuid-Limburg; een inventarisatie van bodem en vegetatie. Alterra-rapport 1010. 152 p.
- Smits NAC, Hefting MM, Kamst-van Agterveld MP, Laanbroek HJ, Paalman AJ, Bobbink R 2010. Nitrification along a grassland gradient: inhibition found in matgrass swards. *Soil Biol Biochem* 42:635–641
- Smits NAC, Bobbink R., Laanbroek HJ., Paalman AJ. & MM. Hefting 2010. Repression of potential nitrification activities by matgrass sward species. *Plant Soil* (2010) 337:435–445. DOI 10.1007/s11104-010-0539-3
- Smits NAC, A. Aptroot, P.W.F.M. Hommel, H.P.J. Huiskens & H.F. van Dobben. 2012. Herstelstrategie H5130: Jeneverbesstruwelen.
- Søgaard B., Skov F., Ejrnæs R., Nielsen K.E., Pihl S., Clausen P., Laursen K., Bregnballe T., Madsen J, Baatrup-Pedersen A., Søndergaard M., Lauridsen T.L. Møller P.F., Riis-Nielsen T., Buttenschøn R.M., Fredshavn J., Aude E. & Nygaard, B. 2003. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udgave. Faglig rapport fra DMU, nr. 457. Danmarks Miljøundersøgelser. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Søndergaard, M., *et al.* 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616-629.
- Sparrius, L. B., Kooijman, A. M., Sevink, J. 2013., Response of inland dune vegetation to increased nitrogen and phosphorus levels. *Applied Vegetation Science* 16: 40-50.
- Sparrius, L.B. 2011. Inland dunes in The Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Ph.D. thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Steffen, K., C. Leuschner, U. Müller, G. Wiegand & T. Becker, 2014. Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. *Aquat Bot* 113:46-55 doi:10.1016/j.aquabot.2013.10.006.
- Stevens C.J., Duprè C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D.J.G., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Corcket E., Mountford J.O. *et al.* 2011. Grassland species composition and biogeochemistry in 153 sites along environmental gradients in Europe. *Ecology* 92(7):1544-1544. doi:10.1890/11-0115.1. URL <http://doi.wiley.com/10.1890/11-0115.1>.
- Stortelder A.H.F., Hommel P.W.F.M., de Waal R.W., van Dort K.W., Vrieling J.G., Wolf R.J.A.M. 1998. Broekbossen. KNNV uitgeverij.
- Stuyfzand P.J. 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum : lysimeterwaarnemingen. *H2O* 17(8): 152-159.
- Succow M. 1988. Landschaftökologische Moorkunde, Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany.
- Szankowski M., Klosowski S. 2001. Habitat conditions of the phytocoenoses dominated by *Luronium natans* (L.) Rafin in Poland. *Hydrobiologia* 455:213-222.
- Thomaes A., De Keersmaecker L., De Schrijver A., Vandekerckhove K., Verschelde P. & Verheyen K. 2011. Can tree species choice influence recruitment of ancient forest species in post-agricultural forest? *Plant Ecology* 212: 573-584.
- Tilley, M. (2014). Karakterisatie van de nutriëntentoestand en de impact van maaibeheer in halfnatuurlijke graslanden. proefschrift, Ghent University.

////////////////////////////////////

- Vanderhaeghe, F. & Herr, C. (2017). Toelichting bij het conceptueel systeemschema en de functie ervan voor MNM en HABNORM, met oog op revisie door experts. Report, Instituut van Natuur- en Bosonderzoek.
- Vandevoorde B. & Gyselings R. 2014. Ongepubliceerde data van piëzometers in zilte graslanden in De Putten (Waaslandhaven) en Meetjeslandse Krekengebied.
- Veer M.A.C. 1997. Nitrogen availability in relation to vegetation changes resulting from grass encroachment in Dutch dry dunes. *Journal of Coastal Conservation* 3: 41-48.
- Verheyen K., Adriaenssens S., Gruwez R., Michalczyk I.M., Ward L.K., Rosseel Y., Van den Broeck A. & García D. 2009. *Juniperus communis*: victim of the combined action of climate change and nitrogen deposition? *Plant Biology* 11: 49–59.
- Verheyen, K., Schreurs, B. Vanhollen & M. Hermy. 2005. Intensive management fails to promote recruitment in the last large population of *Juniperus communis* (L.) in Flanders (Belgium). *Biological Conservation* 124: 113-121.
- VMM 2011. Zure regen in Vlaanderen in 2010. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, 47p.
- Wamelink G.W.W., de Knecht B., Pouwels R., Schuiling C., Wegman R.M.A., Schmidt A.M. *et al.* (2013). Considerable environmental bottlenecks for species listed in the Habitats and Birds Directives in the Netherlands. *Biological Conservation* 165:43-53.
- Wamelink G.W.W., Van Adrichem M.H.C., Van Dobben H.F., Frissel J.Y., Den Held M., Joosten V. 2014. Ecological conditions database. Wageningen: Universiteit Wageningen.
- Wassen M.J., Joosten H. 1996. In search of a hydrological explanation for vegetation changes along a fen gradient in the Biebrza Upper Basin (Poland). *Vegetatio* 124(2):191-209.
- Wassen M.J., Barendregt A. 1992. Topographic position and water chemistry of fens in a Dutch river plain. *Journal of Vegetation Science* 3(4):447-456.
- Wassen M.J., van der Vliet R.E. & Verhoeven J.T.A. (1998). Nutrient limitation in the Biebrza fens and floodplain (Poland). *Acta Botanica Neerlandica* 47(2):241-253.
- Waughman G.J. 1980. Chemical aspects of the ecology of some south German peatlands. *Journal of Ecology* 68(3):1025-1046.
- Wheeler B.D., Gowing D.J.G., Shaw S.C., Mountford J.O. 2004. Ecohydrological guidelines for lowland wetland plant communities. Peterborough, UK: Region) E.A.A. 100 p.
- Willems, J. H., R. K. Peet, and L. P. M. Bik. 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4: 203–212.
- Wolf R.J.A.M., Vrielinck J.G., De Waal R.L. 1997 Riverine woodlands in the Netherlands. *Global Ecology and Biogeography* 6: 287-295.
- Zechmeister H., Mucina L. 1994. Vegetation of European springs: high-rank syntaxa of the Montio-Cardaminetea. *Journal of Vegetation Science* 5(3):385-402.
- Zoltai S.C., Vitt D.H. 1995. Canadian wetlands: Environmental gradients and classification. *Vegetatio* 118(1):131-137.

////////////////////////////////////



BIJLAGE 1: MILIEUDRUKKEN

BijlageTabel 1: Overzicht van de beschouwde milieudrukken die N2000-habitattypes beïnvloeden.

Klasse milieudruk	Milieudruk	Beschrijving
1 Ruimtebeslag	11 Aanpassing van de fysische structuur naar een blijvende nieuwe toestand (bodempactie, verharding, herprofilering, nieuw substraat, grondverzet, ...)	Aard van het substraat of de ruimtelijke vorm van de fysische standplaats worden veranderd naar een blijvende nieuwe toestand, in zodanige mate dat dit de levensgemeenschap negatief beïnvloedt
	12 Toename bodemdynamiek (erosie, omwoeling, verstuing)	Een toename resp. afname van de frequentie van fysische bodemverstoring, in zodanige mate dat dit de levensgemeenschap negatief beïnvloedt. Dit kan terrestrisch of aquatisch zijn, en zowel betrekking hebben op verandering in frequentie van mechanische omwoeling/baggering/... door mensen, als op veranderingen in wind- of waterstroming die de bodemverstoring beïnvloeden.
	13 Afname bodemdynamiek (erosie, omwoeling, verstuing)	
	14 Verlies van aquatische connectiviteit	Barrières en isolatie in het oppervlaktewater leiden tot een achteruitgang van levensgemeenschap(pen)
	15 Verlies van terrestrische connectiviteit	Barrières en isolatie in terrestrisch gebied leiden tot een achteruitgang van levensgemeenschap(pen)
3 Eutrofiëring	3.1 Eutrofiëring via de lucht	Voor de levensgemeenschap beperkende nutriënten worden in zodanige mate aangerijkt of meer beschikbaar dat dit leidt tot een achteruitgang van deze levensgemeenschap. De nutriënten komen de standplaats binnen via resp.: * de lucht (depositie) * de bodem (toevoeging meststoffen, incl. inwaai op korte afstand, of vrijstelling uit de bodem van normaliter onbeschikbare nutriënten, in het bijzonder mineralisatie door verdroging) * het grondwater (aanvoer via uittredend grondwater: ofwel van nutriënten, ofwel van sulfaat omwille van interne eutrofiëring) * het oppervlaktewater, inclusief overstromingswater en runoff (aanvoer van nutriënten, veelal met sediment - modderstromen inbegrepen)
	3.2 Eutrofiëring via de bodem	
	3.3 Eutrofiëring via het grondwater	
	3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater (incl. overstromingswater en afspoeling)	
4 Verzuring	4.1 Verzuring via de lucht	Daling van de pH van de standplaats in zodanige mate dat dit leidt tot een achteruitgang van de levensgemeenschap. De aangevoerde stoffen zijn ofwel zuren, ofwel stoffen die zuurvorming teweegbrengen in de standplaats. Aanvoer van deze stoffen gebeurt resp. via lucht, via grondwater of via oppervlaktewater (inclusief overstromingswater, runoff en stagnerend
	4.2 Verzuring via het grondwater	
	4.3 Verzuring via het oppervlaktewater (incl. overstromingswater en stagnerend regenwater)	

////////////////////////////////////

Klasse milieudruk	Milieudruk	Beschrijving
		regenwater)
5 Wijziging van de grondwaterstand (en daaraan gekoppeld oppervlaktewaterpeil)	5.1 Verdroging via het grondwater	Daling resp. stijging van grondwaterstanden (en regime), door veranderingen in grondwateronttrekking, drainage, evapotranspiratie, ..., in zodanige mate dat dit leidt tot achteruitgang van de <i>terrestrische of aquatische</i> levensgemeenschap. Peilregimewijzigingen van het oppervlaktewater vallen hieronder indien zij door de veranderingen in het grondwater zijn veroorzaakt.
	5.2 Vernatting via het grondwater	
6 Wijziging hydrologie via oppervlaktewater	61 Toename overstromingsduur of -frequentie (incl. getijden)	Een toename resp. afname van het overstromingsregime van waterlopen in zodanige mate dat dit de beschouwde levensgemeenschap <i>buiten het aquatische milieu</i> negatief beïnvloedt. Dit gebeurt door de verandering in mechanische belasting (stroming/sediment), of door de zuurstof/CO ₂ -armoede van overstromingswater. Milieudruk 61 is daarmee van toepassing op alle niet-aquatische types , milieudruk 62 op alle oppervlaktewaterafhankelijke niet-aquatische types (niet-aquatisch: betreft de types van de waterhuishoudingsklassen 'droog tot vochtig' en 'tijdelijk tot permanent nat' volgens systeemschema).
	62 Afname overstromingsduur of -frequentie (incl. getijden)	
	63 Toename van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan	Een toename resp. afname van de hydraulische of waterpeilregimekarakteristieken ter hoogte van de beschouwde <i>aquatische of semi-terrestrische levensgemeenschap</i> , in zodanige mate dat deze er negatief door wordt beïnvloed. Milieudrukken 63 en 64 zijn daarmee van toepassing op alle ' vrijwel steeds overstromingsgestuurde ' types uitgezonderd 1310_pol, 1330_hpr, 6120, 6510_hua, 91E0_vn, 91F0, rbsf en rbbzil.
	64 Afname van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan	
	65 Toename golfslagwerking	Een toename resp. afname van de golfslagwerking ter hoogte van de beschouwde <i>aquatische of semi-terrestrische levensgemeenschap</i> , in zodanige mate dat deze er negatief door wordt beïnvloed. Dit kan gebeuren door verandering in de mechanische belasting van de levensgemeenschap, of via de effecten op water- of bodemkwaliteit. Milieudrukken 65 en 66 zijn daarmee van toepassing op alle ' vrijwel steeds overstromingsgestuurde ' types uitgezonderd 1310_pol, 1330_hpr, 6120, 6510_hua, 91E0_vn, 91F0, rbsf en rbbzil.
66 Afname golfslagwerking		
7 Verzoeting en verzilting	7.1 Verzoeting via het grondwater	<i>Toename resp. afname</i> van het chloridegehalte van de standplaats, door regime- of kwaliteitswijzigingen van het betrokken <i>grondwaterlichaam, resp. oppervlaktewaterlichaam</i> , in zodanige mate dat dit leidt tot een achteruitgang van de levensgemeenschap. Het chloride is daarbij afkomstig uit het natuurlijk milieu (toevoeging van zouten valt onder milieudrukklasse 8)
	7.2 Verzoeting via het oppervlaktewater (incl. overstromingswater)	
	7.3 Verzilting via het grondwater	
	7.4 Verzilting via het oppervlaktewater (incl. overstromingswater)	

////////////////////////////////////

Klasse milieudruk	Milieudruk	Beschrijving
	7.5 Verzoeting via de bodem	
8 Verontreiniging	8.1 Verontreiniging via de lucht	Toename van stoffen (excl. eutrofiërende of verzurende stoffen), in zodanige mate dat dit leidt tot een achteruitgang van de levensgemeenschap. Dit kan op verschillende manieren gebeuren, analoog aan deze van eutrofiëring (zie milieudrukklasse 3)
	8.2 Verontreiniging via de bodem	
	8.3 Verontreiniging via het grondwater	
	8.4 Verontreiniging via het oppervlaktewater (incl. overstromingswater)	
	8.5 Thermische verontreiniging: toename temperatuur oppervlaktewater	Een toename van de watertemperatuur ter hoogte van de beschouwde <i>aquatische of oeverlevensgemeenschap</i> , in zodanige mate dat deze er negatief door wordt beïnvloed. De temperatuursverhoging is daarbij het gevolg van warm lozingswater
9 Verstoring	9.1 Geluid en trillingen	Menselijke activiteit die een gedragswijziging veroorzaakt en/of tot een verhoging van de mortaliteit leidt waardoor de natuurlijke dynamiek van populaties nadelig beïnvloed wordt.
	9.2 Licht en straling	
	9.3 Beweging en andere visuele verstoring	
10 Klimaatverandering	101 Klimaatverandering in droge perioden	Een toename van temperatuur, wind en CO2 in de atmosfeer en een afname resp. toename van de neerslaghoeveelheden, inclusief extreme events. Dit treedt op gedurende een voor de levensgemeenschap betekenisvolle periode (bv. maand / seizoen), in zodanige mate dat deze er negatief door wordt beïnvloed, en waarbij de effecten supplementair zijn boven die van milieudrukken, ontstaan op gebiedsniveau. Dit met uitsluiting van rechtstreekse invloeden van zeespiegelstijging.
	102 Klimaatverandering in natte perioden	
	103 Klimaatverandering: zeespiegelstijging	De verhoging van de zeespiegel en de toename van het getijdenverschil als gevolg van klimaatverandering, in zodanige mate dat dit de beschouwde <i>kust- of estuariene levensgemeenschap</i> negatief beïnvloedt.

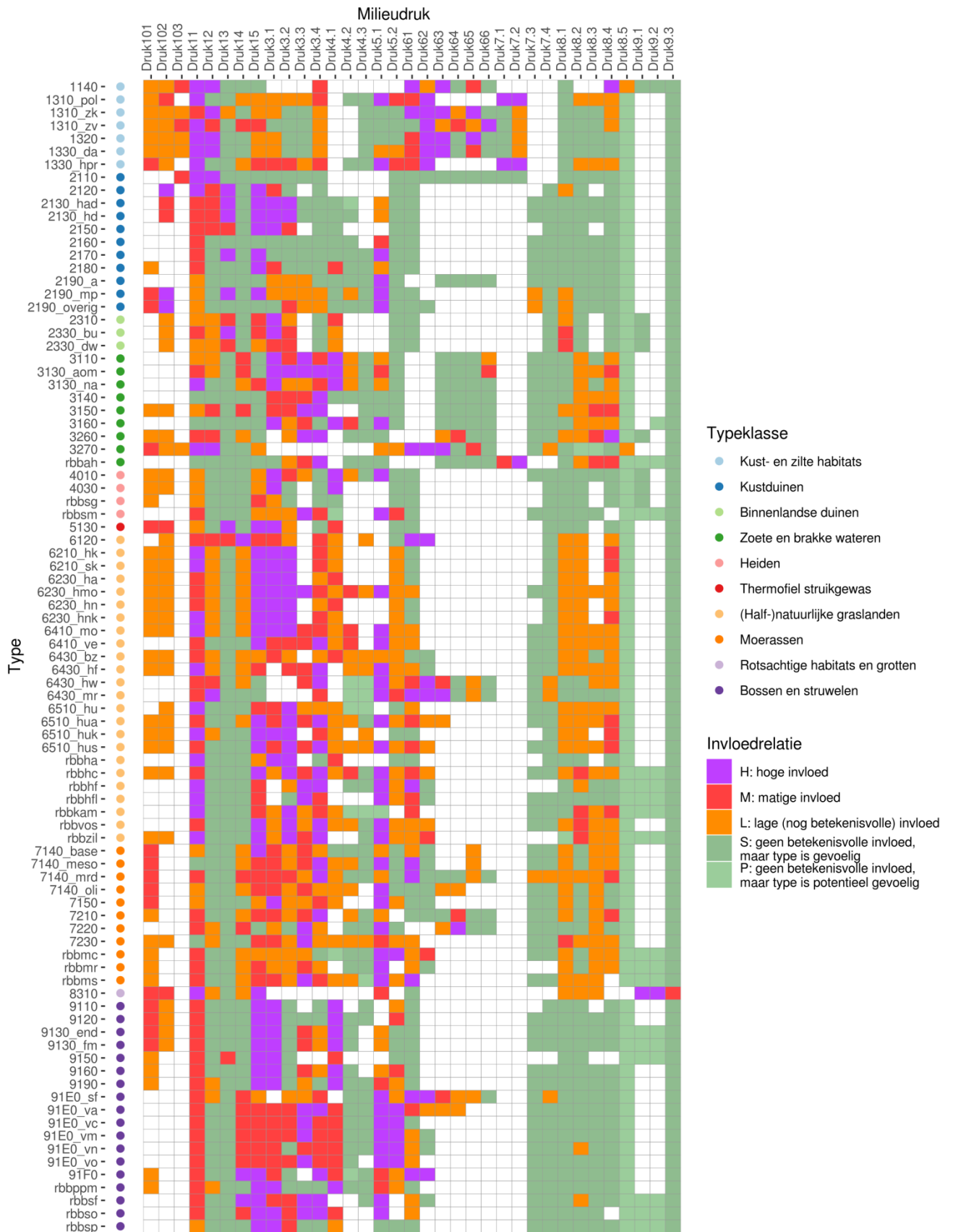


BIJLAGE 2: GEVOELIGHEID VOOR MILIEUDRUKKEN

Vooreerst wordt een overzicht gegeven van de verschillende verstoringsbronnen. Daarna wordt voor elk habitatype aangegeven of het habitatype al dan niet gevoelig is voor een verstoringsbron in de gevoeligheidsmatrix.



Actuele rol van milieudrukken op niveau Vlaanderen (expertenoordeel, effectenindicator)



BijlageTabel 2: Invloed van milieudrukken op habitattypes in Vlaanderen.

BIJLAGE 3: SELECTIE VAN STANDPLAATSFACTOREN EN MILIEUVARIABLEN

Kust- en zilte habitats

BijlageTabel 3: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor kust- en zilte habitats.

Milieudruk	1310_pol	1310_zk	1310_zv	1320	1330_da	1330_hpr	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X					X	P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
7.1 Verzoeting via het grondwater	X					X	P	Grondwater - Na+	Na (mg/l)
7.1 Verzoeting via het grondwater	X					X	P	Grondwater - Cl-	Cl (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X					X	P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
5.2 Vernatting via het grondwater	X					X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X					X	P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X					X	P	Bodem - N	NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg)
61 Toename overstromingsduur of -frequentie	X	X		X	X	X	P	Inundatiewater - waterpeil	overstromingsfrequentie (%)
62 Afname overstromingsduur of -frequentie	X	X	X	X	X	X	P	Inundatiewater - waterpeil	overstromingsfrequentie (%)
63 Toename van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan		X		X	X		P	Inundatiewater - waterpeil	hoogte t.o.v. getij (m)
64 Afname van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan			X				P	Inundatiewater - waterpeil	hoogte t.o.v. getij (m)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X					X	I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X					X	I	Grondwater - K	K (mg/l)
7.5 Verzoeting via de bodem	X					X	I	Bodem - Na+	Na (mg/kg)
7.5 Verzoeting via de bodem	X					X	I	Bodem - Cl-	Cl (mg/kg)



Kustduinen

BijlageTabel 4: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor kustduinen.

Milieudruk	2120	2130_had	2130_hd	2190_a	2190_mp	2190_overig	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.3 Eutrofiëring via het grondwater				X	X	X	P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater				X	X	X	P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater		X	X	X	X	X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv); vocht (%)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X		X	X	P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X		X	X	P	Bodem - N	NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater				X	X	X	I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater				X	X	X	I	Grondwater - K	K (mg/l)
4.1 Verzuring via de lucht		X	X				I	Bodem - H+	pH.pot
4.1 Verzuring via de lucht		X	X				I	Bodem - BV	BV
4.1 Verzuring via de lucht		X	X				I	Bodem - Ca	EXCH.Ca (cmol+/kg); CaKMg.SOM (cmol+/kg)



Binnenlandse duinen

BijlageTabel 5: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor binnenlandse duinen.

Milieudruk	2310	2330_bu	2330_dw	P/I	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	P	Bodem - N	CN.RATIO (kg/kg), NO3 (mg N/kg)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	I	Bodem - H+	pH.pot
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	I	Bodem - Ca	EXCH.Ca (cmol+/kg), Al/Ca (kg/kg)



Heide

BijlageTabel 6: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor heide.

Milieudruk	4010	4030	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X		P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X		P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater	X		P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	P	Bodem - N	NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X		I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X		I	Grondwater - K	K (mg/l)
4.3 Verzuring via het grondwater	X		I	Grondwater - HCO3	HCO3 (mg/l)
4.3 Verzuring via het grondwater	X		I	Grondwater - Ca	Ca (mg/l)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	I	Bodem - H+	pH.pot, NH4NO3.RATIO
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	I	Bodem - BV	BV (%)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	I	Bodem - Ca	EXCH.Ca, CaKMg.SOM (cmol+/kg), AlCa.RATIO (kg/kg)



Thermofiel struikgewas

BijlageTabel 7: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor thermofiel struikgewas.

Milieudruk	5130	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	P	Bodem - P	CP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	P	Bodem - N	NH4NO3.RATIO (kg/kg), N.Kjeldahl (mg/kg)
4.1 Verzuring via de lucht	X	I	Bodem - H+	pH.KCl, pH.H2O
4.1 Verzuring via de lucht	X	I	Bodem - BV	BV (%)
4.1 Verzuring via de lucht	X	I	Bodem - Ca	Al/Ca (kg/kg), Ca (mg/kg)



Zoete en brakke wateren

BijlageTabel 8: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor zoete en brakke wateren.

Milieudruk	2190	3110	3130_aom	3130_na	3140	3150	3160	3260	P/I	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
5.1 Verdroging via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - waterpeil	GHG, GLG, GVG, GG (m -mv)
3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - P	ortho-P (mg/l), TP (mg/l)
7. Verzilting via het oppervlaktewater	X		X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - Na+	Na (mg/l)
7. Verzilting via het oppervlaktewater	X		X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - Cl-	Cl (mg/l)
3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - N	TN (mg/l), N.NH4 (mg/l), N.NO3 (mg/l), N.NO2 (mg/l), anorganische N
4.3 Verzuring via het oppervlaktewater		X	X	X			X		P	Waterkolom - H+	pH
12 Toename bodemdynamiek (erosie, omwoeling, verstuiving)					X	X		X	P	Waterkolom - turbiditeit	zwevende stof (mg/l), Secchi (m)
64 Afname van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan								X	P	Waterkolom - stroming water / golfslag	inundatie (%)
64 Afname van stroomsnelheid, waterpeil en/of de fluctuatie ervan								X	P	Waterkolom - waterpeil	stroomsnelheid (cm/s); laagste waterstand (m)
3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - SO4	SO4 (mg/l)
3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Waterkolom - O	O2-verzadiging (%); O2 (mg/l), BZV, CZV (mg/l)
4.3 Verzuring via het oppervlaktewater		X	X	X			X		P	Waterkolom - Ca	Ca (mg/l), alkaliniteit (meq/l)
4.3 Verzuring via het oppervlaktewater		X	X	X			X	X	P	Waterkolom - EGV	EGV (µS/cm)



(Half-)natuurlijke graslanden

BijlageTabel 9: Selectie van standplaatsfactoren en milieuvariabelen voor (half-)natuurlijke graslanden.

Milieudruk	6120	6210_hk	6210_sk	6230_ha	6230_hn	6230_hnk	6230_hmo	6410_mo	6410_ve	6430_hf	6430_hw	6430_mr	6430_bz	6510_hu	6510_hua	6510_hus	6510_huk	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	P	Bodem - N	NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg); NH4 (µmol/kg)
4.2 Verzuring via het grondwater							X	X	X	X			X		X	X		P	Grondwater - H+	pH
3.3 Eutrofiëring via het grondwater							X	X	X	X	X			X	X	X		P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater							X	X	X	X	X			X	X	X		P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater							X	X	X	X	X	X	X		X	X		P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
5.2 Vernatting via het grondwater							X	X	X	X	X	X	X		X	X		P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater							X	X	X	X	X			X	X	X		I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater							X	X	X	X	X			X	X	X		I	Grondwater - K	K (mg/l)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X	I	Bodem - H+	pH.pot; NH4NO3.RATIO (kg/kg)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X	I	Bodem - BV	BV (%)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X	I	Bodem - Ca	EXCH.Ca, CaKMg.SOM (cmol+/kg); AlCa.RATIO (kg/kg)
4.3 Verzuring via het grondwater							X	X	X	X			X		X	X		I	Grondwater - HCO3	HCO3 (mg/l)
4.3 Verzuring via het grondwater							X	X	X	X			X		X	X		I	Grondwater - Ca	Ca (mg/l)



Moerassen

BijlageTabel 10: Selectie van standplaatsfactoren en milieuv variabelen voor moerassen.

Milieudruk	7140_base	7140_meso	7140_mrd	7140_oli	7150	7210	7220	7230	I/P	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X		X	P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X		X	P	Bodem - N	NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	I	Grondwater - K	K (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater								X	I	Waterkolom - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater								X	I	Waterkolom - P	P.PO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater								X	I	Waterkolom - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater								X	I	Waterkolom - K	K (mg/l)
4.1 Verzuring via de lucht		X	X	X	X			X	I	Bodem - H+	pH.pot, NH4NO3.RATIO
4.1 Verzuring via de lucht		X	X	X	X			X	I	Bodem - BV	BV (%)
4.1 Verzuring via de lucht		X	X	X	X			X	I	Bodem - Ca	EXCH.Ca, CaMg.SOM (cmol+/kg), AlCa.RATIO (kg/kg)
4.3 Verzuring via het grondwater		X		X		X		X	I	Grondwater - HCO3	HCO3 (mg/l)
4.3 Verzuring via het grondwater		X		X		X		X	I	Grondwater - Ca	Ca (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv), amplitude (m)
5.2 Vernatting via het grondwater					X			X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv), amplitude (m)



Bossen en struwelen

BijlageTabel 11: Selectie van standplaatsfactoren en milieuv variabelen voor bossen en struwelen.

Milieudruk	9110	9120	9130_end	9130_fm	9150	9160	9190	91E0_sf	91E0_va	91E0_vc	91E0_vm	91E0_vn	91E0_vo	91F0	P/I	Standplaatsfactor	Milieuvariabele
3.3 Eutrofiëring via het grondwater			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		P	Grondwater - N	N.NO3, N.NH4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		P	Grondwater - P	P.PO4 (mg/l)
5.1 Verdroging via het grondwater			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
5.2 Vernatting via het grondwater		X				X			X	X	X	X	X		P	Grondwater - waterpeil	GLG, GVG, GHG, GG (m-mv)
4.3 Verzuring via het grondwater			X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	P	Grondwater - H+	pH
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		P	Bodem - P	P.OLSEN (mg/kg); FeP.RATIO (kg/kg)
3.2 Eutrofiëring via de bodem	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		P	Bodem - N	Kjeldahl-N (%); NP.RATIO (kg/kg); CN.RATIO (kg/kg)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		I	Grondwater - SO4	SO4 (mg/l)
3.3 Eutrofiëring via het grondwater			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		I	Grondwater - K	K (mg/l)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	I	Bodem - H+	pH.pot
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	I	Bodem - BV	BV (%)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	I	Bodem - Ca	EXCH.Ca, CaKMg.SOM (cmol+/kg)
4.1 Verzuring via de lucht	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	I	Bodem - Organische stof	strooisellaag (cm)
4.3 Verzuring via het grondwater			X	X		X	X		X	X	X	X	X		I	Grondwater - HCO3	HCO3 (mg/l)
4.3 Verzuring via het grondwater			X	X		X	X		X	X	X	X	X		I	Grondwater - Ca	Ca (mg/l)



BIJLAGE 4: OVERZICHTSLIJST MET MILIEUVARIABLEN

Groep variabele	Variabele	Afkorting	Eenheid
Grondwater	Calcium	Ca	mg/l
Grondwater	Kalium	K	mg/l
Grondwater	Magnesium	Mg	mg/l
Grondwater	Natrium	Na	mg/l
Grondwater	Chloride	Cl	mg/l
Grondwater	Ijzer	Fe	mg/l
Grondwater	Ammonium	N.NH4	mg/l
Grondwater	Nitraat	N.NO3	mg/l
Grondwater	Nitriet	N.NO2	mg/l
Grondwater	Orthofosfaat	P.PO4	mg/l
Grondwater	Sulfaat	SO4	mg/l
Grondwater	Waterstofcarbonaat	HCO3	mg/l
Grondwater	Zuurtegraad	pH	
Grondwater	Geleidbaarheid	EC	µS/cm
Grondwater	Gemiddelde hoogste grondwaterstand	GHG	m - mv
Grondwater	Gemiddelde laagste grondwaterstand	GLG	m - mv
Grondwater	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	GVG	m - mv
Grondwater	Gemiddelde grondwaterstand	GG	m - mv
Bodem	Zuurtegraad	pH.pot: pH.KCl of pH.CaCl2	-
Bodem	Geleidbaarheid	EC	µS/cm
Bodem	Totaal uitwisselbare elementen	CEC	cmol+/kg
Bodem	Uitwisselbaar calcium	EXCH.Ca, Ca.AgTU of Ca.BaCl2	cmol+/kg
Bodem	Uitwisselbaar kalium	EXCH.K, K.AgTU of K.BaCl2	cmol+/kg
Bodem	Uitwisselbaar magnesium	EXCH.Mg, Mg.AgTU of Mg.BaCl2	cmol+/kg
Bodem	Uitwisselbaar natrium	EXCH.Na, Na.AgTU of Na.BaCl2	cmol+/kg
Bodem	Som van uitwisselbare kationen (Ca, K, Mg)	CaKMg.SOM	cmol+/kg
Bodem	Totaal calcium	Ca	mg/kg
Bodem	Totaal kalium	K	mg/kg
Bodem	Totaal magnesium	Mg	mg/kg
Bodem	Totaal natrium	Na	mg/kg
Bodem	Basenverzadiging	BV	%
Bodem	Totaal koolstof	TOC	g/kg
Bodem	Totaal stikstof	T.N	g/kg
Bodem	Totaal chloride	Cl	mg/kg
Bodem	Koolstof/stikstof-ratio	CN.RATIO	kg/kg
Bodem	Stikstof/koolstof-ratio	NC.RATIO	kg/kg
Bodem	Stikstof/fosfor-ratio	NP.RATIO	kg/kg
Bodem	Fosfor Olsen	P.OLSEN	mg P/kg
Bodem	Fosfor AUM	P.AUM	mg P/kg
Bodem	Ijzer/fosfor-ratio	FeP.RATIO	kg/kg
Waterkolom	Orthofosfaat fosfor	orthofosfaat-P	mg P/l
Waterkolom	Totaal fosfor	TP	mg P/l
Waterkolom	Natrium	Na	mg/l

Waterkolom	Chloride	Cl	mg/l
Waterkolom	Totaal stikstof	TN	mg N/l
Waterkolom	Ammoniumstikstof	N.NH4	mg N/l
Waterkolom	Ammoniak	NH3	mg/l
Waterkolom	Nitraatstikstof	N.NO3	mg N/l
Waterkolom	Nitrietstikstof	N.NO2	mg N/l
Waterkolom	Zuurtegraad	pH	-
Waterkolom	Zwevende stof	Zwevende stof	mg/l
Waterkolom	Secchi-diepte	Secchi-diepte	m
Waterkolom	Zuurstofverzadiging	O2-verzadiging	%
Waterkolom	Zuurstofconcentratie	O2	mg/l
Waterkolom	Biologisch zuurstofverbruik	BZV	mg/l
Waterkolom	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l
Waterkolom	Calcium	Ca	m/l
Waterkolom	Alkaliniteit	Alkaliniteit	meq/l
Waterkolom	Elektrisch Geleidingsvermogen	EGV	µS/cm
Waterkolom	Sulfaat	SO4	mg/l
Waterkolom	Calcium	Ca	mg/l
Waterkolom	Anorganische stikstof	Anorganische N	mg N/l



BIJLAGE 5: FLAVEN OPGEBOUWD UIT GROTE GECOMBINEERDE INBO-DATASETS

De dataset FlaVen werd voornamelijk gevoed door 3 grote datasets:

DATABANK ONBEHEERDE BOSSEN

De databank onbeheerde bossen van de onderzoeksgroep ecosysteembeheer bevat gegevens over de structuur, de samenstelling van de boom-, struik- en kruidlagen, de bodem en de lichtcondities in bossen die een nulbeheer kennen, meestal bosreservaten. De inventarisaties worden met een interval van 10 jaar hernomen en hebben tot doel de lange-termijn ontwikkeling van bossen, bij afwezigheid van menselijk beheer, op te volgen. In dit meetnet zijn de meeste bostypes van Vlaanderen vertegenwoordigd: zowel goed ontwikkelde, soortenrijke bossen als eerder structuur- en soortenarme aanplanten.

Alle metingen worden uitgevoerd op een systematische wijze, in proefvlakken uitgezet op de punten van een raster dat over het bos ligt. Omdat de schaal van de bosdynamiek varieert volgens de vegetatielaag, worden op elk rasterpunt meerdere proefvlakken met een specifieke grootte bemonsterd. De inventarisatie van de kruidvegetatie maakt gebruik van proefvlakken met een grootte van 10 m x 10 m of 16 m x 16 m. In deze proefvlakken werd de minerale topbodem (0-10 cm) verzameld, geanalyseerd en gearchiveerd. Tevens werd de dikte van de humuslaag op het terrein genoteerd. In een aantal vochtige tot natte bossen staan eveneens peilbuizen, waarvan de gegevens te vinden zijn in de databank WATINA.

Volgende variabelen werden geanalyseerd:

bodem: textuur, pH, CEC, plantopneembaar P, tot N, organisch materiaal

NICHE Vlaanderen

De dataset 'NICHE Vlaanderen' bevat informatie over de standplaatscondities van 28 Vlaamse grondwaterafhankelijke terrestrische vegetaties (bossen, ruigten, graslanden en heides) (Callebaut *et al.* 2007). Deze dataset werd gegenereerd in het kader van de studie 'Beheersmodellen actief peilbeheer – NICHE Vlaanderen'. In deze studie werd het Nederlandse hydro-ecologisch model NICHE op punt gesteld voor toepassingen in Vlaanderen. Dit instrument wordt nu ingezet bij het evalueren van effecten van ingrepen in de waterhuishouding, het ontwikkelen van visies over valleigebieden en het verkennen en afwegen van inrichtingsscenario's

Vegetatieopnames werden uitgevoerd in een proefvlak van 10x10 m² in bossen of van 3x3 m² in open vegetatie. Meestal vormde de piëzometer één van de hoekpunten. Met behulp van een gutsboor van 1 m werd een bodemprofiel gemaakt. In elk proefvlak werd een mengstaal genomen van 5-8 substalen. In een eerste fase met een wortelboor op 2 dieptes in de bovenste 30 cm, in een tweede fase met een bodemprikker tot 15 cm diepte. Er werden eveneens grondwaterstalen genomen.

Volgende variabelen werden geanalyseerd:

- **bodem:** CO₃, CEC, Na, K, Ca, Mg, organisch materiaal, pH, tot concentraties N, P, C

//

BIJLAGE 6: DEELSTUDIES

1. Verkennende analyse van bodemkenmerken van onbeheerde bossen voor het bepalen van het gunstig abiotisch bereik voor boshabitats (9120, 9130, 9160, 9190, 91E0)

De Keersmaecker L., Vandekerckhove K. & De Blust G. 2020 (niet gepubliceerd)

In deze deelstudie werden gunstig abiotisch bereiken afgeleid op basis van monitoringdata van onbeheerde bossen. Deze deelstudie is aanvullend op de eerste deelstudie omdat het hier gaat om bijkomende bodemkundige data die verzameld werden in een set van representatieve bossen in Vlaanderen. De habitattypologie werd manueel uitgevoerd, niet met behulp van associa.

De monitoring van onbeheerde bossen is gestart in 2000. Het project heeft tot doel om op lange termijn **spontane ontwikkelingen van boscystemen op te volgen en te verklaren**. Hiertoe wordt met een frequentie van 10 jaar bosstructuur en soortensamenstelling, inclusief de vegetatie, onderzocht. Bij de aanvang van de monitoring werd een bodemonderzoek uitgevoerd om de standplaats te beschrijven en de bodemstalen werden gearchiveerd. In een aantal onbeheerde bossen waar de grondwatertafel een invloed uitoefent (vochtige tot natte bossen van habitatype 91E0), werden eveneens peilbuizen geplaatst: De Heirnisse, Rodebos, Muizenbos, Wijnendalebos, Coolhembos en Sevendonck.

De onbeheerde reservaten die onderdeel uitmaken van de monitoring , zijn geselecteerd omdat ze **representatief zijn voor het bos in Vlaanderen**, of omdat er reeds historische meetreeksen van de bosstructuur beschikbaar waren (bvb. Walenbos, Rodebos, Hannecartbos, Withoefse heide, Kersselaerspleyn). Met representativiteit wordt bedoeld dat zowel goed ontwikkelde, structuur- en soortenrijke bossen van diverse types in het meetnet aangetroffen worden, als bossen met een minder hoge natuurlijkheid, die in Vlaanderen veel kunnen voorkomen (bvb. naaldhout- en populierenaanplanten). Omdat de diversiteit van goed ontwikkelde bossen groter is dan van recente aanplanten, zijn goed ontwikkelde oude bossen in de selectie oververtegenwoordigd.

De bodembemonstering werd uitgevoerd tussen 2001 en 2009 en omvatte **1588 stalen uit 13 onbeheerde reservaten**, waarvan 12 bosreservaten en 1 Vlaams natuurreservaat (Rodebos). De bodemmonsters werden genomen op puntlocaties, centraal in of langs de rand van proefvlakken waarin ook waarnemingen van **dendrometrie en vegetatie** worden verricht. Met uitzondering van één reservaat (Everzwijnbad in Meerdaalwoud) werd steeds dezelfde diepte van de minerale bodem bemonsterd (0-10 cm). De organische laag (L, F en H lagen) werd niet afzonderlijk gemeten of bemonsterd, maar de totale dikte ervan werd wel op het terrein bepaald.

De opnamepunten werden **getypeerd** volgens Decler *et al.* (2007) en Cornelis *et al.* (2009), in de eerste plaats **op basis van de samenstelling van de kruidvegetatie**. Volgende habitatypes waren niet aanwezig in het monitoringnetwerk: 9150 (grenswaarden op basis van Bobbink *et al.* 2008), 91D0 (niet aanwezig in Vlaanderen en niet besproken) en 91F0 (in Vlaanderen enkel sporadisch aanwezig langs de Maas en verder niet besproken). De standplaats van 91F0 wordt vooral door de rivierdynamiek bepaald: occasionele overstromingen en zomerdroogte zijn kenmerkend voor dit type (Wolf 1997). Van het Goudveil-Essenbos (subtype 91E0_bron) was slechts één opnamelocatie beschikbaar in het meetnet van de onbeheerde bossen. Hiervoor werden bijgevolg geen grenswaarden afgeleid. In het geval van habitatype 9190, de oude zure

////////////////////////////////////

eikenbossen, werd voor de typering niet alleen gekeken naar de kruidvegetatie, maar ook naar het historisch landgebruik en de samenstelling van de houtige vegetatie: enkel langdurig beboste meetpunten, waarin eiken en berken domineren (bosreservaat Sevendonck) werden weerhouden.

De **meerderheid** van de opnamen in de onbeheerde bossen zijn **goed ontwikkeld habitat**, met een kenmerkende kruidvegetatie. Dit is een gevolg van het feit dat de bossen in het monitoringnetwerk vaak langdurig bebost en ongestoord zijn. Sommige bosreservaten werden geselecteerd omdat ze bosbestanden bevatten met een uiteenlopende graad van ontwikkeling (bij voorbeeld: Muizenbos, de Heirnisse, Sevendonck). In deze bosreservaten werd een strenge selectie doorgevoerd en werden enkel goed ontwikkelde opnamepunten weerhouden.

Het **onderscheid** tussen de vegetatie van Atlantisch zuurminnende beukenbossen (**9120**) en van eiken-haagbeukenbossen (**9160**) is vaak subtiel: beide kunnen naast elkaar voorkomen, vooral op zure leembodem zoals bijvoorbeeld in het Zoniënwoud. Proefvlakken met Bosanemoon, waarin zuurtolerante soorten zoals adelaarsvaren, blauwe bosbes, of valse salie schaars zijn of ontbreken, werden getypeerd als 9160. In het omgekeerde geval werd een opname getypeerd als een 9120. Opnamen met wilde hyacint werden steeds getypeerd als 9130.

Opnamen waarin **vochtindicatoren talrijk** aanwezig zijn, werden getypeerd als **91E0**. Voorbeelden van dergelijke soorten zijn: dotterbloem, vele zeggensoorten, slanke sleutelbloem, pinksterbloem, speenkruid, aalbes, reuzenzwenkgras, ruwe smele... **Van habitattypen 91E0 werden ook de subtypes onderscheiden** volgens Decler *et al.* 2007. Deze onderverdeling is van belang omdat subtypes van 91E0 door sterk uiteenlopende abiotische condities bepaald worden. Het onderscheid tussen een vogelkers -essenbos en een ruigte-elzenbos is gebaseerd op de dominantie van ruigtekruiden en de afwezigheid van een voorjaarsflora in het ruigte-elzenbos. In wezen is het ruigte-elzenbos een onvolledig ontwikkeld elzen-essenbos, of een verdroogd mesotroof broekbos.

De gunstig abiotisch bereiken zijn gebaseerd op tenminste 40 (9190), maar meestal meer dan 200 analyseresultaten. De gunstig abiotisch bereiken voor 9190 werden bepaald op slechts één bosreservaat (Sevendonck) en moeten dus omzichtig gehanteerd worden.

Er werd een verkennende data-analyse uitgevoerd, met behulp van boxplots en een correlatiematrix. Deze verkenning liet toe om, ondersteund door de beschikbare literatuur, een selectie te maken van de **meest relevante bodemvariabelen**. Vervolgens werd een gunstig abiotisch bereik bepaald aan de hand van **10- en 90-percentielwaarden**.

2. Bepaling van grenswaarden voor aquatische habitattypen op basis van analyse van Vlaamse gegevens

An Leyssen & Luc Denys

Voor de aquatische habitattypen van **stilstaand water** was nog geen uitvoerige analyse mogelijk van de relatie tussen de biologische LSVI-criteria die in Vlaanderen vooropgesteld zijn en de regionale abiotische omstandigheden. Dit zal pas het geval zijn als de meetnetten en verder onderzoek hiervoor data genereren.

Ook voor **stromende wateren** is er nog geen grondige analyse uitgevoerd naar de relatie tussen de biologische LSVI-criteria en de regionale abiotische omstandigheden. Wel werden de belangrijkste abiotische, inz. fysisch-chemische, variabelen voor de aanwezigheid van habitattypen 3260 op schaal van het referentiegebied onderzocht door Leyssen *et al.* (2014) aan
//

de hand van recente monitoringgegevens (67 locaties met HT3260). Voor een aantal variabelen die een beduidend verband met de vegetatiesamenstelling vertonen konden daarbij relevante waarden berekend worden d.m.v. **Threshold Indicator Taxa Analysis** (Baker & King 2010). In dit geval werden enkel beduidende drempelwaarden afgeleid op basis van soorten die een negatieve respons vertonen op een toenemende milieudruk. Onder deze indicatoren bevinden zich de heden in Vlaanderen meest algemene sleutelsoorten van het habitatype 3260 (i.c. *Callitriche hamulata*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus* subg. *Batrachium* spp.) evenals, gegroepeerd, *Groenlandia densa*, *Luronium natans*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. obtusifolius* en *P. polygonifolius*. Zoals door Leyssen et al (2014) besproken, kunnen ook deze waarden nog te weinig kritisch zijn om een lokaal gunstig staat te garanderen. Ze situeren zich methodologisch veeleer in het bereik tussen limietwaarden en grenswaarden. Voor enkele variabelen (BZV₅, ammoniumstikstof) is de spreiding van waarden voor het bereik waarin het habitatype is waargenomen gebruikt.

Voor meer informatie wordt verwezen naar Leyssen *et al.* (2014).

