



Vlaanderen
is wetenschap

Effecten van klimaatverandering op bos en natuur

Beatrijs Van der Aa, Lieve Vriens, Andy Van Kerckvoorde, Piet De Becker, Peter Roskams, Luc De Bruyn,
Luc Denys, Joachim Mergeay, Maud Raman, Erika Van den Bergh, Jan Wouters, Maurice Hoffmann

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Beatrijs Van der Aa, Lieve Vriens, Andy Van Kerckvoorde, Piet De Becker, Peter Roskams, Luc De Bruyn, Luc Denys, Joachim Mergeay, Maud Raman, Erika Van den Bergh, Jan Wouters, Maurice Hoffmann.
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

beatrijs.vanderaa@inbo.be

Wijze van citeren:

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2015/3241/258

INBO.R.2015.9952476

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Dendervallei te Geraardsbergen - Maurice Hoffmann

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap voor Natuur en Bos

**AGENTSCHAP
NATUUR & BOS**



Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen

Auteurs: Beatrijs Van der Aa, Piet De Becker, Luc De Bruyn, Luc Denys, Joachim Mergeay, Maud Raman, Peter Roskams, Erika Van den Bergh, Andy Van Kerckvoorde, Lieve Vriens, Jan Wouters, Maurice Hoffmann

INBO.R.2015.9952476

Voorwoord

Als antwoord op de globale klimaatsveranderingen en bijhorende gevolgen op mens en milieu heeft het beleid in Vlaanderen een derde versie van het Vlaams Klimaatbeleidsplan opgesteld (planperiode 2013-2020). Dit plan wordt gedragen door elf beleidsdomeinen en bestaat uit twee delen. Enerzijds mitigatie, waarbij de klimaatverandering wordt tegengegaan of beperkt door het reduceren van de broeikasgasuitstoot, anderzijds adaptatie, waarbij natuurlijke en menselijke systemen worden aangepast aan de huidige en de te verwachten gevolgen van klimaatverandering. Voor wat betreft het thema natuur zijn er zeven maatregelen opgenomen binnen het deel adaptatie. Deze zijn:

- Natuurgebieden met elkaar verbinden, vergroten en robuuster maken
- Natuur verweven binnen andere functies, om daarmee een ecologische basisstructuur te realiseren
- Rekening houden met de klimaatwijziging bij de inrichting van natuur- en andere groengebieden, onder andere soort- en herkomstkeuze
- Natuur- en bosbeheer aanpassen, met speciale aandacht aan onderhoud en calamiteiten
- Bermbeheer aanpassen
- Klimaatadaptatie meenemen in de ontwikkeling van soortenbeschermingsprogramma's en -plannen
- Onderzoek en monitoring naar de invloed van de klimaatverandering op specifieke (Vlaamse) soorten

Om naar verdere oplossingen toe te werken, is het belangrijk te weten wat nu juist de reële (empirisch waargenomen) en verwachte (via modellering) effecten van klimaatsverandering op natuur en bos in Vlaanderen zijn. Meer bepaald is deze informatie cruciaal voor de verschillende natuur- en bostypes, leefgebieden en populaties van soorten, alsook uit natuur en bos voortvloeiende ecosysteemdiensten (biodiversiteit, en haar producerende,, regulerende, ondersteunende en culturele diensten), opdat naar de toekomst toe gerichte adaptatiescenario's kunnen worden uitgewerkt. Door middel van een eerste globale literatuurstudie van Vlaams en internationaal onderzoek wordt in dit rapport een overzicht gegeven van de huidige kennis.

Daarnaast wordt voor drie contrasterende landschapsvensters (Blankaart, Dijle-Laan-IJse, Hoge Kempen) dieper ingegaan op de verwachte klimaateffecten voor de in die gebieden aanwezige natuur en bos. De in deze studie samengebrachte informatie vormt de basis voor een verdere uitwerking van specifieke adaptatiescenario's, met name hoe en in welke mate met klimaateffecten kan worden omgaan via aangepast beheer, in de parallelstudie van Demey et al. (2015).

Dankwoord

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

Afd. Beheer & Duurzaam Gebruik: Beatrijs Van der Aa, (algemeen inhoudelijke inbreng, ecosysteemdiensten, duinen, bossen),

Dienst Rapportering & Advisering: Lieve Vriens, (algemeen inhoudelijke inbreng & themarapport Blankaart),

Afd. Biodiversiteit & Natuurlijk Milieu: Peter Roskams (coördinatie, bossen, aanbevelingen voor het beleid), Gerald Louette (coördinatie), Piet De Becker (themarapport Dijle-Laan-IJse), Luc De Bruyn (algemeen inhoudelijke inbreng, soorten), Luc Denys (wateren), Joachim Mergeay (aanbevelingen voor het beleid), Maud Raman (graslanden), Erika Van den Bergh (slikken & schorren), Andy Van Kerckvoorde (heiden & themarapport Hoge Kempen), Jan Wouters (moerassen).

We danken het ANB, en dan met name Vincent Kint, Geert Sterckx & Martine Waterinckx voor hun inhoudelijke commentaren en inbreng.

Samenvatting

Onder invloed van de stijgende concentraties aan CO₂ en andere broeikasgassen, beginnen klimaatpatronen wereldwijd te veranderen. Naast economische en sociale gevolgen, verwacht men ook repercussies op de biodiversiteit en op het vermogen van ecosystemen voor het leveren van diensten aan de maatschappij. Om de potentiële invloed van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen in kaart te brengen, werd door het INBO een literatuurstudie uitgevoerd op vraag van het Agentschap voor Natuur en Bos.

Om de toekomstige klimaatverandering onder invloed van verhoogde broeikasgasemissies te verkennen, worden klimaatmodellen gebruikt. Voor Vlaanderen zijn uit de resultaten van de verschillende modelbenaderingen 3 scenario's afgeleid (nat, gematigd en droog klimaatscenario), die de volledige range aan voorspellingen omvatten en tot 2100 kunnen doorgerekend worden. In de loop van de 20^e E steeg de jaargemiddelde temperatuur in Vlaanderen reeds met ± 2°C en onder invloed van klimaatverandering zal de temperatuur verder toenemen. De gemiddelde wintertemperatuur zal met 1,5 tot 4,4°C toenemen vergeleken met de referentieperiode 1961 - 1990, in de zomer wordt een toename met 2,4 tot 7,2°C voorspeld. Tegen het einde van de 21^e E zullen er tijdens de zomer ook heel wat meer hittedagen voorkomen. Ook de temperatuur van het oppervlaktewater zal stijgen: Nederlandse waarnemingen duiden op een toename van 0,5 – 0,6 °C per decennium. De neerslag in de winter zal toenemen, terwijl de zomers droger zullen worden, maar met meer en zeer hevige onweders. Algemeen zullen in Vlaanderen tijdens de winter ook hogere windsnelheden opgetekend worden.

Deze veranderingen in het klimaat zullen directe gevolgen hebben voor de fysische processen in de natuur. In het jaar 2100 ligt de verwachte regionale zeespiegelstijging voor de Noordzee in de grootteorde van 40 tot 70 cm (Lebbe & Van Meir, 2000). De golfbelasting op de kust neemt beduidend toe door de toenemende waterdiepte en windsnelheden. Hierdoor treedt ook een sterkere erosie van strand en duinen op en een hogere kans dat een dijk of een natuurlijke duinengordel doorbroken wordt. De zeespiegelstijging zet zich ook voort in de getijderivieren, met verhoogde erosie en verzilting als gevolg. De verwachte veranderingen in neerslaghoeveelheid en –patroon hebben ook een invloed op het overstromingsrisico van rivieren. In het nat klimaatscenario stijgt het overstromingsrisico op Vlaams niveau met 33 %, met vooral in het Leie-, Boven-Schelde- en Demerbekken een zeer sterke toename van het risico.

Klimaatverandering kan ook leiden tot een versterking van reeds bestaande milieudrukken, zoals bodemverzuring, vermisting, dalende grondwaterstanden en watervervuiling. Zo kunnen meer hevige onweders tijdens de zomer leiden tot een toename van het aantal riooloverstromingen en -overstortingen, met een negatieve invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit tot gevolg. De waterkwaliteit in rivieren en beken kan eveneens dalen bij langere en meer frequente droogte, omdat opgeloste stoffen, incl. nutriënten en pollutanten, tijdens de hieraan gekoppelde perioden van lage waterafvoer meer geconcentreerd worden. Verschillende habitats zijn aangepast aan een gematigd vochtig klimaat en worden bedreigd wanneer extreme droogte frequenter wordt.

Klimaatveranderingen zullen op verschillende vlakken effecten hebben op soorten en populaties van planten en dieren. De best bestudeerde effecten zijn deze van temperatuurstijging op fenologie en verschuivingen in het verspreidingsareaal. Door verhoogde temperaturen wordt het sneller warm in de lente, zodat temperatuurgebonden activiteiten zoals het botten van veel boomsoorten, het uitsluipen van insecten of de paddentrek vroeger in de lente zullen voorkomen. Gelijkaardige verschuivingen kunnen ook in de herfst plaatsvinden waardoor het volledige groeiseizoen voor planten langer wordt. Ook in Vlaanderen zijn er studies die deze verschuivingen in de seizoensactiviteit aantonen: uit een onderzoek bij 15 trekvogels blijkt dat het gemiddelde van de eerste aankomstdatum tussen 1985 en 2004 vervroegd is met 7,63 dagen. Dat soorten hun activiteiten verschuiven in de tijd hoeft op zich geen probleem te vormen. Het wordt echter wel een probleem wanneer hun seizoenale activiteiten niet meer gesynchroniseerd zijn met andere elementen die nodig zijn in hun levenscyclus. Eén van de oorzaken van de achteruitgang van sommige trekvogels die de winter in Afrika doorbrengen, zou een foutieve timing zijn. Ze komen amper één of twee weken vroeger aan, waardoor ze te laat zijn om hun broedsel te synchroniseren met de nog meer vervroegde voedselpiek, zoals het uitsluipen van rupsen.

Wanneer de klimatologische omstandigheden niet meer voldoen, zullen organismen verdwijnen of zich verplaatsen naar een plaats waar het klimaat nog wel voldoet. Onder stijgende temperaturen kan men verwachten dat soorten naar het noorden zullen migreren. Wanneer de habitat van soorten met een specifieke habitatvoorkeur sterk gefragmenteerd is en de verschillende habitatvlekken ver van elkaar verwijderd liggen, zullen ze echter niet in staat zijn de voortschrijdende opwarming noordwaarts te volgen. Vermits verschillende soorten in verschillende mate

gevoelig zijn aan temperatuurverschuivingen, kan de samenstelling van gemeenschappen gevoelig veranderen waardoor nieuwe (competitieve) interacties ontstaan in die gemeenschappen.

Klimaatverandering kan ook aanleiding geven tot een verhoogde impact van uitheemse soorten, inclusief ziekteverwekkers en aantasters. Veel soorten worden immers vanuit warmere streken ingevoerd en zijn momenteel nog gebonden aan een warme omgeving zoals steden. Als de temperatuur in de toekomst gaat toenemen, kan worden verwacht dat die soorten (verder) gaan uitbreiden naar natuurlijke ecosystemen. Bovendien kunnen de populatiedichtheden veranderen van soorten die tot nu toe weinig voorkwamen en weinig schade veroorzaakten, waardoor hun impact zal toenemen. Ecologische veranderingen in seizoensgebonden activiteiten en de verspreiding van soorten vinden nu al plaats in alle goed onderzochte mariene, zoetwater- en terrestrische ecosystemen (Parmesan & Yohe, 2003).

Veel fysiologische processen in planten hebben bepaalde optima wat betreft temperatuur en (lucht)vochtigheid. Klimaatwijzigingen zullen deze processen op directe wijze beïnvloeden. Over het algemeen zal bij stijgende temperaturen de biomassaproductie toenemen, zolang een maximumtemperatuur niet overschreden wordt en voor zover water geen limiterende factor vormt. De combinatie van hoge dagtemperaturen en een lage waterbeschikbaarheid leidt echter tot een afname van de groei. De aanvankelijk toegenomen biomassa heeft een hogere waterconsumptie en bij hogere temperaturen stijgt de evapotranspiratie. Doordat bodem en planten meer water verdampen, neemt de droogtestress nog verder toe.

In deze studie wordt ook een overzicht gegeven van de gevoeligheid voor klimaatverandering en de gevolgen voor de belangrijkste ecosystemen in Vlaanderen. In de praktijk zijn de gevolgen van klimaatwijziging echter vaak moeilijk te onderscheiden van deze veroorzaakt door andere vormen van milieudruk zoals verzuring en vermessing, en de kennis over de interacties tussen deze factoren is nog zeer ontoereikend.

Door de stijging van de zeespiegel als gevolg van klimaatwijziging zal het getijregime veranderen, de belangrijkste sturende factor op **slikken en schorren**. In principe zijn slikken en schorren zelfregulerend ten aanzien van de zeespiegelstijging, op voorwaarde dat er voldoende ruimte beschikbaar is om zich te herschikken in het landschap. Vooral deze ruimte vormt echter het probleem in Vlaanderen, er zijn gewoonweg onvoldoende uitwijkmogelijkheden landinwaarts. De zeer beperkte bewegingsvrijheid van slikken en schorren in combinatie met het toenemend tijverschil kan er toe leiden dat slik- en schorarealen sterk wegeroderen en dat verschillende habitats voorgoed verdwijnen. Deze evolutie wordt nog verder versterkt door de toenemende intensiteit en frequentie van golfslag. Stijging van de gemiddelde temperatuur kan in zoute schorren leiden tot wijzigingen in de vegetatiestructuur, en dan met name tot een groter overwicht van grassen ten opzichte van niet-grassen (Gedan & Bertness, 2009).

Wat de stijging van het zeeniveau betreft, zal het **kustduinecosysteem** aan dezelfde beperkingen lijden als slikken en schorren, nl. de onmogelijkheid tot landinwaartse uitbreiding, wegens andere bestemmingen van het achterland. Drogere zomers leiden waarschijnlijk tot een verlaging van de duinwatertafel. Vooral in vochtige duinsystemen zal dit leiden tot vochttekorten wat ertoe kan leiden dat typische soorten van de duinen verdwijnen. Klimaatexperts verwachten een directe invloed op soorten van de duinen door hun specifieke klimaatvereisten en – toleranties (Provoost et al., 2011). Op dit moment zijn er al heel wat aanwijzingen voor een fenologieshift en een verschuiving van het verspreidingsareaal, maar er is nog weinig geweten over het effect van deze verschuivingen op het functioneren van het ecosysteem (Root et al, 2003; Berry et al., 2002).

In **graslanden** kunnen soortspecifieke responsen op klimaatwijzigingen leiden tot een veranderde soortensamenstelling en structuur van de graslandgemeenschap (Jones 1997). Een verminderde waterafvoer in rivieren met verminderde overstromingsfrequentie en -duur en verlaagde grondwatertafel in het aangrenzend valleigebied ten gevolge van een verminderde precipitatie, lijkt het meest effect te hebben op overstromingsgraslanden (Ludwig 2014; Catford et al., 2013). De gevolgen van klimaatsveranderingen voor natte en vochtige beekdalgraslanden zouden beperkt blijven.

Als mogelijk gevolg van klimaatwijzigingen kan een toename van de neerslag gedurende de wintermaanden zorgen voor frequentere en langduriger overstromingen. Hierdoor kunnen de abiotische condities voor habitattypes van **heidellandschap** niet meer geschikt zijn en kan er een verschuiving van natte dopheidevegetaties naar bijvoorbeeld veenpluisvegetaties optreden. Typische soorten van vochtige heide zijn gevoelig aan een grondwaterdaling gedurende de zomer. Bij verdroging van een soortenrijke vochtige heide blijft uiteindelijk enkel een soortenarme heide gedomineerd door gewone dophei over (De Blust, 2012b). Bij verdere verdroging verdwijnt ook gewone

dophei en kan graslandvegetatie ontstaan (Carey, 2013). Productieve grassen kunnen ook dominanter worden door een verhoging van de temperatuur. Als gevolg van warmere en drogere zomers zal er een verhoogd risico ontstaan op ongecontroleerde heidebranden.

Wat **oppervlaktewateren** betreft, worden kanalen als het meest klimaatbestendig beschouwd. Brakke wateren, grotere rivieren met hun nevengeulen en meren zijn veeleer minder gevoelig, terwijl droogvallende waterlopen, beken, sloten, ondiepe plassen en grote duinwateren sterker gevoelig zijn. Bronnen, kleine duinwateren, poelen en vennen zouden de meest gevoelige watertypes zijn. Daarbij neemt de gevoeligheid af naarmate de voedselrijkdom hoger en het risico op uitdrogen kleiner is (Verdonschot et al., 2010; Besse-Lototskaya et al., 2011). **Waterlopen** krijgen, behalve met hogere temperaturen en hogere nutriëntenfluxen, af te rekenen met een lagere zomerafvoer en perioden van watertekort, maar ook met hogere piekafvoeren en meer frequente overstorten. De toename van markante eutrofiëringsverschijnselen, zoals algenbloei, zal het sterkst zijn in de trager stromende delen van rivieren en kanalen. Voorkomen en hoeveelheid van invasieve plantensoorten zullen veeleer toenemen. De voorspelde gevolgen voor gebufferde, matig voedselrijke en eutrofe **ondiepe meren en plassen** omvatten o.a. een negatieve impact op biodiversiteit bij het teloorgaan van de heldere toestand, een minder diverse vegetatie, meer ernstige gevallen van botulisme en een verhoogde verspreiding van ziekten met muggen als vector. Door verdroging kunnen **venen** gemakkelijker gekoloniseerd worden door houtachtige gewassen.

Droogtestress wordt als een van de grootste risico's van klimaatwijziging voor **bossen** beschouwd (Zebisch et al., 2005). Dit risico is het grootst op bodems met een lage waterberging, vaak zandbodems. De bossen in de Kempen zijn dus in principe gevoeliger voor zomerdroogte, mede door het feit dat de modellen voor de Kempen minder neerslag voorspellen dan voor de rest van het land. Ook grondwatergebonden bossen (valleibossen) zijn gevoelig aan verdroging. De gevolgen van een dalend wateraanbod zijn o.a. droogtestress en een verminderde groei.

Er bestaat een verband tussen de winter-/lentetemperaturen en het uitlopen van boomknoppen in de lente. Deze correlatie wordt ook in Vlaanderen gevonden, maar door de relatief korte tijdsreeks aan beschikbare gegevens kan een significante vervroeging van het uitlooptijdstip (nog) niet aangetoond worden. Weerfactoren hebben ook een invloed op de zaadproductie van bomen. Uit langlopend INBO-onderzoek in het Zoniënwoud blijkt o.a. dat warmere zomers kunnen leiden tot een toename in de frequentie van goede zaadjaren bij beuk.

Klimaatwijziging zal ook een invloed hebben op de boomsoortensamenstelling in bossen. Naarmate de verandering ten opzichte van het huidige klimaat groter is, zullen droogtegevoelige soorten het moeilijker krijgen om zich te handhaven en vervangen worden door meer droogteresistente soorten. Beuk behoort volgens heel wat modellen bij de verliezers in zowat alle scenario's van klimaatwijziging en in verschillende Europese landen wordt verwacht dat het belang van deze boomsoort in de toekomst zal afnemen.

De voorspelde toename van de neerslag tijdens de winter zal leiden tot meer frequente en langdurige periodes van waterverzadiging in de bodem, wat resulteert in een verminderde stabiliteit en een kleinere weerstand van de bomen tegen stormwind. Vooral naaldhoutbestanden met fijnspar en douglas blijken windgevoelig te zijn, evenals homogene beukenbestanden, berken- en populierenbestanden. Het toegenomen risico op bosbranden en grootschalige stormschade als gevolg van klimaatwijziging, kan ook leiden tot een verhoogd aanbod aan broedbiotoop voor verschillende potentieel schadelijke bastkevers. Bomen onder stress (bv. droogte) zijn gevoeliger voor ziekten en aantastingen, en sommige plaaginsecten zullen profiteren van de voorspelde klimaatwijziging. Vooral bladluizen, bastkevers, bladwespen, snuitkevers en vlinders waarvan de rupsen in hout leven zouden toenemen.

Voor wat betreft de boomgroei, zijn er zowel positieve als negatieve effecten door klimaatverandering te verwachten. Stijging van de CO₂-concentratie en temperatuurstijgingen zullen de groei in principe doen toenemen, zolang andere standplaatsfactoren niet limiterend werken. Zomerdroogte als gevolg van klimaatwijziging zal negatief effect hebben op de boomgroei. Uit een analyse van de individuele boomgroei in Vlaanderen tijdens de voorbije eeuw, blijkt dat de groei stijgt voor zomereik, tegenover een daling voor beuk (na 1960) en geen wijziging voor den. De wijzigingen bij eik en beuk waren gelinkt aan klimaatfactoren en stikstofdepositie (Kint et al., 2012).

Zelfs met de inherente onzekerheden, verbonden aan het voorspellen van toekomstige evoluties, mag verwacht worden dat de gevolgen van klimaatveranderingen in Vlaanderen zich in de nabije toekomst sterker zullen gaan manifesteren. Andere vormen van milieudruk, die nu al voor een aanzienlijke belasting van bos- en natuurgebieden zorgen, zoals verzuring, verdroging, vermesting, ..., zullen onder invloed van klimaatwijziging mogelijk nog versterkt

worden. Om het hiermee gepaard gaande verlies aan natuurwaarden en ecosysteemdiensten te milderen, zullen grote maatschappelijke inspanningen geleverd moeten worden.

Het hedendaags ruimtelijk beleid ten behoeve van natuur is in Vlaanderen sterk gericht op het realiseren van de Natura 2000 doelstellingen binnen het daarvoor aangeduide Natura 2000 netwerk. In het kader van de bedreigingen die uitgaan van klimaatwijziging, moet men zich echter afvragen of de huidige ruimtelijke configuratie van dit netwerk zal toelaten om de vooropgestelde natuurbehoudsdoelen te realiseren. Twee essentiële knelpunten met betrekking tot de 'klimaatrobustheid' van het netwerk zijn nl. de aanzienlijke versnippering en de kleine oppervlakte van de meeste Natura 2000-gebieden. Als gevolg van klimaatverandering zal de geschiktheid van veel van de huidige habitatvlekken immers verdwijnen of op zijn best ruimtelijk verschuiven. Sommige soorten zullen daardoor uit beschermde Natura 2000 gebieden verdwijnen, terwijl nieuwe soorten zich juist zullen willen vestigen. In de huidige versnipperde context is spontane migratie en vestiging tussen deelgebieden van de habitatrichtlijngebieden voor vele doelsoorten echter uitgesloten. In het kader van klimaatadaptatie is de aanleg van Corridors tussen natuurgebieden dus van essentieel belang.

Naast de versnippering, zijn ook de grootte van natuurgebieden - en de populaties - in deze context van cruciaal belang. De isolatiegraad van een populatie kan uitgedrukt worden als de afstand tot ecologisch gelijkaardige gebieden gedeeld door de grootte van het gebied. Kleine gebieden die dicht bij elkaar liggen (en daardoor voldoende verbonden lijken) kunnen daardoor even sterk functioneel geïsoleerd zijn als grote gebieden die ver van elkaar liggen (en daardoor onvoldoende verbonden lijken). Een klimaatadaptatieplan voor Natura2000 in Vlaanderen vereist een aanpak die deze ruilfunctie tussen grootte en afstand tussen gebieden in rekening brengt. Hoe kleiner gebieden zijn, hoe breder en kwaliteitsvoller een ecologische verbinding moet zijn om functioneel te zijn. Hier is een kosten-batenanalyse vereist die nagaat welke optie de voorkeur geniet: een gebied vergroten zodat de verbinding met andere gebieden minder robuust moet zijn, dan wel louter richten op robuuste verbindingen.

Aanbevelingen

Hoewel onzekerheden betreffende de precieze aard of becijfering van sommige klimaatfenomenen (neerslagpatronen, bewolking,...) en de potentiële gevolgen (interferenties, vertekenende factoren, niet-lineaire verbanden,...), nog veel vragen opwerpen, mag er verwacht worden dat de gevolgen van klimaatveranderingen zich in de nabije toekomst in Vlaanderen sterker zullen gaan manifesteren, en dit samen met reeds courante milieudrukken zoals versnippering, eutrofiëring en hydrologische wijzigingen, die door de klimaatveranderingen in de meest gevallen zullen verhogen.

Om het hiermee gepaard gaande verlies aan natuurwaarden te milderen – maar wellicht ook gemotiveerd door de negatieve gevolgen voor ecosysteemdiensten zoals houtproductie of recreatiemogelijkheden – zullen grotere maatschappelijke inspanningen geleverd moeten worden om negatieve effecten op bestaande natuur te verminderen en de veerkracht van ecosystemen te verhogen door autonome processen te stimuleren. Het bereiken van een basisnatuurkwaliteit in het algemeen, en van een gunstige staat van instandhouding van Europees beschermde habitats en de doelstellingen inzake integraal waterbeleid in het bijzonder, zal nog moeilijker worden. De vrees is gerechtvaardigd dat de normen voor het (in een goede staat van instandhouding) brengen of houden van habitats en soorten (permanent) overschreden zullen worden en de habitats binnen de nieuwe omstandigheden geen bestaansmogelijkheden meer zullen hebben. In bepaalde gevallen kan een huidige norm zelfs irrelevant worden, omdat ofwel de norm lokaal, regionaal of gewestelijk niet meer bereikt kan worden.

Het inschatten van klimaateffecten bij specifieke omstandigheden, teneinde mogelijke adaptatiemaatregelen op effectieve wijze te integreren in relevante planning (beheer, soortenbescherming, ...) vormt een belangrijke uitdaging. Adaptatiemaatregelen hebben betrekking op beheer, maar er zal meer nodig zijn dan het nemen van lokale of zelfs regionale beheermaatregelen, er zijn belangrijke implicaties te verwachten naar ruimtelijk beleid, die het huidige ruimtelijk Natura 2000 beleid overstijgen, althans wanneer men de natuur blijft formuleren op grond van gefixeerde doelen voor habitats en doel(soort)en. Her en der in het onderhavige rapport wordt ingegaan op beheermaatregelen die mogelijk zijn om behoudsgezind bepaalde habitats en soorten in stand te houden; deze worden hier niet herhaald. Waar we hier wel de nodige aandacht aan willen geven is het ruimtelijk beleid en de klimaatrobuustheid ervan. Hoe en in welke mate men kan omgaan met de effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen via een aangepast beheer, wordt toegelicht in het rapport 'Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer' (Demey et al., 2015).

Gevolgen en aanbevelingen voor het ruimtelijk beleid

Het hedendaags ruimtelijk beleid ten behoeve van natuur is in Vlaanderen sterk gericht op het realiseren van de Natura 2000 doelstellingen binnen het daarvoor aangeduide Natura 2000 netwerk; dit is samengesteld uit 38 speciale beschermingszones, die samen 166 187 ha, 12,3% van Vlaanderen innemen. Het Natura 2000 netwerk omvat gebieden die beschermd zijn op basis van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn. De hoofddoelstelling van dit netwerk is de bescherming en het behoud van de biodiversiteit in Europa. De Vogelrichtlijn is gericht op de instandhouding van alle vogelsoorten die natuurlijk in het wild voorkomen op het grondgebied van de lidstaten van de Europese Unie. De Habitatrichtlijn is gericht op het waarborgen van de biologische diversiteit door het in stand houden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna. De EU-lidstaten moeten alle nodige maatregelen nemen om een gunstige staat van instandhouding van relevante soorten en gebieden te realiseren of te behouden.

In Vlaanderen komen 47 op grond van de Habitatrichtlijn te beschermen habitattypes voor. Bovendien komen er 109 plant- en diersoorten voor waarvoor een instandhoudingsbeleid moet uitgewerkt worden. Een deel van die natuur bestaat al en moet enkel verder beheerd of beter beheerd worden. Het gaat echter voor een belangrijk deel ook om oppervlaktes die bijkomend gecreëerd moeten worden, door omvorming van natuur die geen Europese bescherming geniet of van andere landgebruiken.

De capaciteit om de nagestreefde instandhouding van habitats en soorten te garanderen, vertrekt momenteel van het onder controle houden of brengen van huidige milieudrukken, zoals vermesting, verzuring (beide onder meer geassocieerd met te hoge N-deposities die de kritische depositiewaarde van habitats en soorten overstijgen), en verdroging. En inderdaad, het is absoluut noodzakelijk om die milieudrukken onder controle te houden of te krijgen om de instandhoudingsdoelstellingen te realiseren. Maar wat met de toekomstige druk van klimaatverandering met

haar impact op temperatuur en neerslag(verdeling), waarbij vertrokken wordt van een ongunstige situatie voor de vierde 'ver', de versnippering, die het gebrek aan connectiviteit tussen ruimtelijk geschikte locaties voor habitats en soorten versterkt?

In het kader van de bedreigingen die uitgaan van klimaatwijziging, moet men zich effectief afvragen of de huidige ruimtelijke configuratie van het Natura 2000 netwerk, zal toelaten om binnen de termijn van de verwachte klimaatsveranderingen, de vooropgestelde, ruimtelijk en inhoudelijk relatief statische gedefinieerde natuurbehoudsdoelen¹ realiseerbaar zullen zijn. Twee essentiële knelpunten met betrekking tot de 'klimaatrobuustheid' van het netwerk zijn de aanzienlijke versnippering en de kleine oppervlakte van de meeste Natura 2000-gebieden.

Als gevolg van klimaatverandering zal de geschiktheid van de locatie van veel van de huidige habitatvlekken afnemen of op zijn best ruimtelijk verschuiven (bv. Nuñez et al. 2013; Settele et al. 2008). Sommige soorten zullen daardoor uit beschermde Natura 2000 gebieden verdwijnen, terwijl nieuwe soorten zich juist zullen willen vestigen als gevolg van de veranderende omstandigheden. Artificiële verandering (antropogene milieudruk, klimaatverandering) betekent in principe verstoring. Generalistische (soorten met een brede ecologische amplitude), voor het natuurbehoud veelal ongewenste storingssoorten zullen derhalve bevoordeligd worden door de klimaatsverandering en zullen een belangrijk aandeel vormen van die zich nieuw vestigende soorten. Als respons op de stijgende temperaturen worden nu al wijzigingen in het verspreidingsgebied van bepaalde soorten vastgesteld, en modelleringen op basis van klimaatveloppen tonen aan dat er nog meer wijzigingen te verwachten zijn (bv Settele et al. 2008). Opdat doelsoorten deze verschuivingen van geschikte habitatvlekken zouden kunnen volgen, is er meer dan ooit nood aan een functioneel netwerk van natuurgebieden, dat migratie van biota in functie van klimaatverandering - en andere aspecten van "global change" - mogelijk maakt.

De Vlaamse Natura 2000-gebieden vormen echter vaak geen landschappelijk aaneengesloten entiteiten. Vele zijn opgedeeld in enkele tot tientallen deelgebieden die op hun beurt verspreid liggen in een landschapsmatrix die gedomineerd wordt door habitat-ongeschikte plaatsen, ongeschikt door bv. urbanisatie- en infrastructuurnetwerken, intensief en grootschalig landbouwgebruik. Bijvoorbeeld, het habitatrichtlijngebied "Bossen en kalkgraslanden van Haspengouw" is 2604 ha groot, maar bestaat uit 24 deelgebieden van 15 tot 378 ha groot, die verspreid liggen over een gebied van 100 000 ha. De gemiddelde afstand tussen twee deelgebieden bedraagt er meer dan 20 km. De kortste afstand tot een naburig deelgebied bedraagt gemiddeld 3,1 km. Naburige deelgebieden hebben bovendien vaak ecologisch sterk verschillende natuurdoeltypen (bv. droge bossen versus natte graslanden). Hoewel het officieel één gebied betreft, is er functioneel ecologisch noch landschappelijk sprake van sterke coherentie. Vergelijkbare situaties doen zich voor in andere Vlaamse habitatrichtlijngebieden. Dit weerspiegelt dan ook dat Vlaanderen in Europa absolute koploper is wat betreft versnippering van natuur (Jaeger et al. 2011).

In de huidige versnipperde context is spontane migratie en vestiging tussen deelgebieden van de habitatrichtlijngebieden voor vele doelsoorten en habitattypische plantensoorten uitgesloten (zie bv. Mergeay 2013; Vanden Broeck et al. 2015). Voor een meer klimaat-robuste natuur is dit functioneel netwerk van natuurgebieden daarom nog belangrijker dan voor louter een statisch behoud binnen de aangewezen gebieden.

Klimaatadaptatie is echter niet alleen een kwestie van de aanleg van corridors voor natuur. De erg kleine oppervlakte van veel natuurgebieden vormt een tweede belangrijk knelpunt in het licht van de gevolgen van klimaatwijziging. De isolatiegraad van gebieden is immers niet enkel een functie van (ecologische) afstand, isolatie wordt ook sterk bepaald door de grootte van habitatvlekken en populaties. Voor eenzelfde afstand zijn grote populaties immers sterker verbonden met elkaar dan kleine populaties, omdat er voor eenzelfde tendens tot migratie (een proportie van de populatie) meer individuen migreren tussen de gebieden. Grote gebieden met een verscheidenheid aan habitats en grote populaties, zullen beter bestand zijn tegen de invloed van klimaatverandering.

Men kan isolatiegraad aldus uitdrukken als afstand tot ecologisch gelijkaardige gebieden gedeeld door de grootte van het gebied. Dat kan maken dat kleine gebieden die dicht bij elkaar liggen (en daardoor voldoende verbonden lijken) even sterk functioneel geïsoleerd zijn als grote gebieden die ver van elkaar liggen (en daardoor onvoldoende verbonden lijken).

¹ Deze worden binnen het Natura 2000 jargon "instandhoudingsdoelstellingen" genoemd, uit het begrip alleen al blijkt het statische, behoudsgerichte van de aanpak.

Een klimaatadaptatieplan voor Natura2000 in Vlaanderen vereist daardoor een aanpak die deze ruilfunctie tussen grootte en (ecologische en geografische) afstand tussen gebieden in rekening brengt. De succesvolle ontwikkeling van een functionele blauw-groene infrastructuur staat of valt immers met een goed begrip van de ruilfunctie tussen de grootte van een leefgebied en de robuustheid (kwantiteit en kwaliteit) van een verbinding. Hoe kleiner gebieden zijn, hoe breder en kwaliteitsvoller een ecologische verbinding moet zijn om functioneel te zijn. Hier is een kosten-batenanalyse vereist die nagaat welke optie de voorkeur geniet: een gebied vergroten zodat de verbinding met andere gebieden minder robuust moet zijn, dan wel louter richten op robuuste verbindingen. Hierdoor is het mogelijk dat een louter verbinden-scenario een groter landbeslag vereist dan een scenario van vergroten plus verbinden (zie over de voor- en nadelen van natuur verbinden versus natuur scheiden, Dumortier et al, 2009). Alterra (2001) geeft een goede leidraad voor de ontwikkeling van robuuste verbindingen per habitatype of per soort. Mergeay (2013) geeft een verkennende analyse van de noodzaak tot verbinden en/of vergroten van de huidige populaties van Europees beschermde reptielen en amfibieën in Vlaanderen.

Met betrekking tot de effecten van klimaatwijziging vormen de beperkte omvang en de extreme versnippering van de natuurgebieden in Vlaanderen twee essentiële knelpunten in het huidig ruimtelijk beleid. Daarnaast blijven andere vormen van milieudruk, zoals verzuring, verdroging, vermesting voor een aanzienlijke belasting zorgen, die mogelijk nog versterkt zal worden door klimaatwijziging. Een verdere vermindering van de bestaande milieudruk blijft dus noodzakelijk.

English abstract

This report presents a literature review on the impacts of climate change on nature and forests, focusing on the more important ecosystems in Belgium – Flanders. It first describes drivers of climate change and projections in our climate until 2100. Changes in projected summer temperatures vary between 2.4 and 7.2 °C. Overall rainfall is not expected to change very much, average winter rainfall will increase and average summer rainfall will decrease, but there is likely to be an increase in the proportion of rain falling in heavy storm events.

The projected scale of climate change will have serious implications for the natural environment in Flanders and the services it provides. First the impacts on physical processes are described. It is estimated that sea-level will rise between 40 and 70 cm by the end of the 21st century and projected changes in precipitation will lead to increasing risks of flooding. Climate change may also enhance the impacts of existing environmental pressure, like soil acidification and eutrophication.

The report continues with the impacts on biodiversity. There is clear evidence that climate change is already affecting biodiversity in Flanders. Warmer springs have caused a trend towards several biological events happening earlier in the year, e.g. spring arrival of migrating bird species. There is also evidence of changes in the range of distribution of species, e.g. species from Southern Europe which have colonized parts of Flanders. Species may have different responses to climate change, which may result in changes in the composition of plant and animal communities.

A more in-depth assessment of the impacts of climate change observed to date and the likely impacts in the coming decades on specific habitats, is given in the final section. It describes the impacts on saltmarshes, coastal dunes, grasslands, heathland, standing water, rivers and streams, bog, fens and forests respectively. The report also includes recommendations for policy makers and case studies of specific habitats.

Inhoudstafel

Voorwoord	2
Dankwoord	3
Samenvatting	4
Aanbevelingen	8
English abstract.....	11
Lijst van figuren	19
Lijst van tabellen.....	20
1 Inleiding	23
2 Klimaatverandering in Vlaanderen	24
2.1 Klimaatdrivers	25
2.1.1 Temperatuur	27
2.1.2 Verdamping.....	28
2.1.3 Neerslag	28
2.1.5 Wind.....	30
2.2 Abiotische gevolgen	30
2.2.1 Evolutie aan kust en estuaria, extreme overstromingen of kustlijnreconfiguratie	31
2.2.2 Veranderingen in rivierdebieten en overstromingen	31
2.2.3 Wijziging in grondwatertafel	33
2.2.4 Verlaagde bodemvochtigheid en uitdroging	34
2.2.5 Wijziging in geochemische processen	34
2.2.5.1 Eutrofiëring	34
2.2.5.2 Verzuring	34
2.2.5.3 Veranderingen in organische koolstof in de bodem	34
2.2.6 Erosie.....	35
2.2.7 Verhoogd risico op brand	35
2.2.8 Watervervuiling.....	35
2.2.9 Watertemperatuur en veranderingen in kwaliteit van het water	35
2.2.10 Verhoogde ozonconcentraties	36
2.3 Biotische gevolgen	36
2.3.1 Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel	37
2.3.2 Veranderingen in rivierdebieten en overstromingsrisico.....	38
2.3.3 Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	38
2.3.4 Fysiologische effecten van klimaatverandering	39
2.3.4.1 Dieren.....	39
2.3.4.2 Planten	41
2.3.5 Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring	42
2.3.6 Wijziging in soortensamenstelling.....	42
2.3.6.1 Verschuivingen in seizoensgebonden activiteiten	42
2.3.6.1.1 Vliegseizoen dagvlinders	42
2.3.6.1.2 Vliegseizoen libellen	44
2.3.6.1.3 Groeiseizoen bij bomen	45
2.3.6.1.4 Verandering aankomstdatum bij organismen die trekken.....	47
2.3.6.1.5 Gevolgen van fenologische verschuivingen	48
2.3.6.2 Geografische verschuivingen	49
2.3.6.2.1 Verschuivingen bij libellen	49
2.3.6.2.2 Gevolgen van geografische verschuivingen	50
2.3.6.3 Toename aan invasieve soorten.....	54
2.3.7 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm.....	54
2.3.8 Risico op ziektes en plagen.....	54
2.3.9 Interacties	55

3	Methodologisch luik.....	56
3.1	Instrumenten voor het inschatten van wijzigingen in soortensamenstelling	56
3.1.1	Klimaatenvolpe	56
3.1.2	Klimaatresponsdatabase	56
3.1.3	Modellen en scenario's	56
3.2	Instrumenten voor het inschatten van gevoeligheid van habitats.....	57
3.2.1	Het Ellenberg T-getal en de daarvan afgeleide Neubert-Rannow T-index	57
3.2.2	Gevoeligheidstabellen.....	58
4	Klimaat effecten op ecosystemen.....	61
4.1	Slikken en schorren	61
4.1.1	Inleiding.....	61
4.1.2	Gevoeligheid voor abiotische drivers	62
4.1.3	Biotische gevolgen	62
4.1.3.1	Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel	62
4.1.3.1.1	Areaal van slikken en schorren.....	62
4.1.3.1.1.1	Effect op slikareaal	63
4.1.3.1.1.2	Effect op schorareaal	63
4.1.3.1.2	Kwaliteit van slikken en schorren.....	63
4.1.3.2	Effecten van veranderingen in overstromingsdynamiek.....	64
4.1.3.3	Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	64
4.1.3.4	Wijziging in soortensamenstelling door verzoeting en verzilting	64
4.1.3.5	Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring	64
4.1.3.6	Effecten van temperatuurstijging	65
4.1.3.7	Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek	65
4.1.3.8	Risico op ziektes en plagen.....	66
4.2	Kustduinen	67
4.2.1	Inleiding.....	67
4.2.2	Gevoeligheid voor abiotische drivers	67
4.2.3	Biotische gevolgen	68
4.2.3.1	Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel	68
4.2.3.2	Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	68
4.2.3.3	Droogtestress	69
4.2.3.4	Wijziging in soortensamenstelling.....	69
4.2.3.5	Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm.....	70
4.2.4	Impact op de ecosystemedienst kustbescherming (uit Provoost et al., 2014).....	70
4.3	Graslanden	71
4.3.3.1	Effecten van verandering in overstromingsdynamiek.....	73
4.3.3.2	Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	74
4.3.3.3	Droogtestress	74
4.3.3.4	Wijziging in productiviteit door veranderingen in de koolstofbalans	75
4.3.3.5	Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring in combinatie met klimaatverandering	75
4.3.3.6	Wijziging in soortensamenstelling.....	76
4.4	Heidelandschap.....	77
4.4.1	Inleiding.....	77
4.4.2	Gevoeligheid voor abiotische drivers	77
4.4.3	Biotische gevolgen	77
4.4.3.1	Effecten van verandering in overstromingsdynamiek.....	78
4.4.3.2	Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	78
4.4.3.3	Droogtestress	78
4.4.3.4	Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring	78
4.4.3.5	Wijziging in soortensamenstelling.....	78
4.4.3.6	Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm.....	79
4.4.3.7	Risico op ziektes en plagen.....	79
4.5	Oppervlaktewateren	81
4.5.1	Inleiding.....	81

4.5.2	Gevoeligheid voor abiotische drivers	82
4.5.3	Interacties	83
4.5.4	Biotische gevolgen	84
4.5.4.1	Algemeen	84
4.5.4.2	De voornaamste drukken	111
4.5.4.3	Bespreking per water- en habitatype	112
4.5.5	Effect op ecosysteemdiensten	114
4.6	Moerassen en venen	115
4.6.1	Inleiding	115
4.6.2	Gevoeligheid voor abiotische drivers	116
4.6.3	Relevante abiotische drivers	117
4.6.4	Biotische gevolgen	118
4.6.4.1	Effecten van verandering in overstromingsdynamiek	118
4.6.4.2	Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel	118
4.6.4.3	Droogtestress	119
4.6.4.4	Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring	119
4.6.4.5	Wijziging in soortensamenstelling	119
4.6.4.6	Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm	122
4.6.4.7	Risico op ziektes en plagen	123
4.6.4.8	Samenvatting	124
4.7	Bossen en struwelen	127
4.7.1	Inleiding	127
4.7.2	Relevante abiotische drivers	128
4.7.3	Biotische gevolgen	128
4.7.3.1	Effecten van verandering in overstromingsdynamiek	128
4.7.3.2	Effecten van vernatting en verdroging door wijziging grondwaterregime	128
4.7.3.3	Droogtestress	129
4.7.3.4	Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring	130
4.7.3.5	Wijziging in soortensamenstelling	131
4.7.3.5.1	Fenologie en risico op vorstschade	131
4.7.3.5.2	Effect van temperatuur op bosplanten	134
4.7.3.5.3	Invloed van klimaatwijziging op de boomsoortensamenstelling	135
4.7.3.5.3.1	Beuk (<i>Fagus sylvatica</i>)	135
4.7.3.5.3.2	Douglas (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	135
4.7.3.5.3.3	Grove den (<i>Pinus sylvestris</i>)	136
4.7.3.6	Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm	136
4.7.3.6.1	Bosbranden	136
4.7.3.6.2	Wind	136
4.7.3.7	Risico op ziektes en plagen	137
4.7.4	Effect op ecosysteemdienst houtproductie	138
4.7.4.1	Relevante abiotische drivers	139
4.7.4.2	Directe klimaateffecten op de aspecten van houtproductie	139
4.7.4.2.1	Effecten op het groeiproces	139
4.7.4.2.2	Mortaliteit door extreme events	141
4.7.4.2.3	Houtkwaliteit	141
4.7.4.2.4	Exploiteerbaarheid	141
4.7.4.2.5	Socio-economische processen	141
4.7.4.3	Indirecte klimaateffecten	142
4.7.4.3.1	Boomsoorten	142
4.7.4.3.2	Ziektes	143
4.7.4.4	Samenvattend	143

5	Referenties.....	145
6	Bijlagen	167
Casestudie: Hoge Kempen.....		168
1	Inleiding	169
1.1	Probleemstelling	169
1.2	Doel en schaalniveau van de gevalstudie.....	169
1.3	Uitgangsklimaatscenario	169
1.3.1	Temperatuur	169
1.3.2	Verdamping en neerslag	170
1.3.3	Wind.....	170
2	Situering.....	171
3	Abiotische gegevens.....	172
3.1	Reliëf en bodem	172
3.2	Hydrografie	173
3.3	Hydrologie.....	173
3.4	Waterkwaliteit	174
3.4.1	Oppervlaktewaterkwaliteit	174
3.4.2	Grondwaterkwaliteit	177
3.5	Vismigratiekelpunten	177
3.6	Atmosferische depositie.....	177
3.6.1	Verzurende deposities	177
3.6.2	Stikstof deposities	178
4	Ligging in beschermingszones.....	180
4.1	Natura 2000	180
4.2	VEN en bosreservaat	182
5	Biotische gegevens	183
5.1	Vegetatie	183
5.1.1	Habitattypes en regionaal belangrijke biotopen	183
5.1.2	Biologische waarderingskaart	185
5.1.3	Boskartering en bosinventaris.....	187
5.2	Soorten van bijlage I van de Vogelrichtlijn	190
5.3	Soorten van bijlage II, IV of V van de Habitatrichtlijn	191
5.4	Prioritaire soorten	193
6	Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit	194
7	Afbakening relevante drivers	196
7.1	Directe abiotische effecten	196
7.2	Indirecte abiotische effecten	196
7.3	Biotische effecten	197
8	Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers	198
9	Effecten van klimaatverandering op biodiversiteit	201
9.1	Mogelijke effecten op habitattypes	201
9.1.1	Droge heide (gevoelig)	201
9.1.2	Natte heide (zeer gevoelig)	202
9.1.3	Vennen en voedselarme tot matig voedselarme gebufferde stilstaande wateren (zeer gevoelig)..	203
9.1.4	Overgangs- en trilveen (zeer gevoelig).....	203
9.1.5	Wateronafhankelijke bossen.....	204
9.1.6	Broekbossen (gevoelig)	205
9.1.7	Bovenlopen (gevoelig).....	205

9.2	Mogelijke effecten op soorten	206
9.2.1	Broedvogels.....	206
9.2.2	Dagvlinders.....	207
9.2.3	Amfibieën & reptielen.....	209
9.2.4	Planten	210
10	Effecten op de ecosysteemdienst houtproductie	215
11	Referenties.....	216
Bijlage 1. Duurlijnen voor piëzometers binnen het landschapsvenster per habitatype.....		218
Bijlage 2. Maucha diagrammen van de chemische grondwaterkwaliteit gemeten in 2013 per habitatype voor piëzometers binnen het landschapsvenster.....		222
Casestudie: SBZ-gebied valleien van de Dijle, Laan en IJse.....		226
1	Inleiding	227
1.1	Probleemstelling	227
1.2	Doel en schaalniveau van de gevalstudie.....	228
1.3	Bespreking klimaatscenario	228
2	Situering.....	229
3	Abiotisch milieu	230
3.1	Reliëf en bodem	230
3.2	Milieukwaliteit	233
3.2.1	Waterkwaliteit	233
3.2.1.1	Grondwater	233
3.2.1.2	Oppervlaktewater	235
3.2.1.2.1	Oppervlaktewaterkwaliteit	235
3.2.1.2.2	Nutriënten via sedimenten	236
3.2.2	Atmosferische depositie.....	237
4	Biotisch milieu.....	239
4.1	Vegetatie	239
4.2	Soorten van bijlage IV van de Vogelrichtlijn.....	240
4.3	Soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn	242
5	Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit en ESD	243
5.1	Ligging in beschermingszones	243
5.2	Beheerinitiatieven.....	243
5.3	Doelstellingen m.b.t. biodiversiteit en ESD	244
6	Wat zijn de relevante/sturende drivers?	245
7	Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers	247
7.1	Temperatuur	247
7.2	Wijziging vegetatiepatronen van overstromingsgevoelige vegetatietypen	247
7.3	Wijziging vegetatiepatronen van grondwaterafhankelijke vegetatietypen	248
7.4	Droogtestress	249

8	Effecten op biodiversiteit	250
9	Conclusies	251
10	Referenties.....	252
	Casestudie: Blankaart	253
1	Inleiding	254
1.1	Probleemstelling	254
1.2	Doel en schaalniveau van de gevalstudiestudie	254
1.3	Uitgangsklimaatscenario	255
1.3.1	Temperatuur	255
1.3.2	Verdamping en neerslag	255
1.3.3	Wind.....	255
2	Situering.....	256
3	Abiotische gegevens.....	257
3.1	Reliëf en bodem (Willems et al., 2014)	257
3.2	Hydrografie – hydrologie.....	258
3.3	Milieukwaliteit	262
3.3.1	Waterkwaliteit	262
3.3.1.1	Grondwater	262
3.3.1.2	Oppervlaktewaterkwaliteit	262
3.3.2	Eutrofiëring	264
3.3.3	Atmosferische depositie.....	264
4	Ligging in beschermingszones	266
4.1	Natura 2000 en RAMSAR.....	266
4.2	VEN en reservaat.....	267
5	Biotische gegevens	268
5.1	Vegetatie	268
5.2	Soorten van bijlage IV van de Vogelrichtlijn	269
5.3	Soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn	269
5.4	Prioritaire soorten (doelsoorten niet vermeld onder 5.1, 5.2 of 5.3).....	270
5.4.1	Planten	270
5.4.2	Vogels.....	270
6	Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit	271
7	Relevante drivers	272
7.1	Primaire effecten	272
7.2	Directe abiotische effecten	272
7.3	Indirecte abiotische effecten	272
7.4	Directe en indirecte effecten op biota	273
8	Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers	274
9	Effecten van klimaatverandering op biodiversiteit	276
9.1	Mogelijke effecten op habitattypes	276
9.1.1	Stilstaande wateren	276
9.1.2	Historisch permanente poldergraslanden	277
9.1.3	Overstromingsgevoelige vegetatietypes (6510, rbbhc)	277
9.1.4	Moerasvegetaties.....	278
9.2	Mogelijke effecten op soorten	279
9.2.1	Broedvogels.....	279
9.2.2	Kamsalamander.....	281

9.2.3	Bittervoorn, kleine modderkruiper	282
9.2.4	Platte schijfhoren	282
9.2.5	Prioritaire plantensoorten.....	283
10	Effecten op de ecosystemendiensten	284
11	Referenties.....	285

Lijst van figuren

Figuur 1: Overzicht klimaatdrivers, -impact en gevolgen (Voor de groen omkaderde klimaatfactoren is er een bewijs van een wijziging of bestaat over de kans hierop een grote eensgezindheid. Een blauw gekleurde pijl geeft een direct biotisch effect van een klimaatsfactor).....	26
Figuur 2: Temperatuuroename volgens de drie klimaatscenario's (Ukkel, scenarioperiode 2071-2100 vergeleken met de referentieperiode 1961-1990) (Bron: Willems et al., 2009)	27
Figuur 3: Stijging maximumtemperatuur voor de periode 2071-2100 ten opzichte van 1961-1990 (bron: De Troch et al., 2014)	28
Figuur 4: Wijzigingen van de maandgemiddelde neerslag (periode 2071-2100 t.o.v. 1961-1990) volgens de regionale CCI-HYDR en de mondiale klimaatmodellen (Bron: Willems et al., 2009).	29
Figuur 5: Veranderingen in neerslaghoeveelheden voor de periode 2071-2100 ten opzichte van 1961-1990 (bron: De Troch et al., 2014)	30
Figuur 6: Evolutie van het overstromingsrisico bij het huidig landgebruik als gevolg van de drie klimaatveranderingsscenario's tegen 2100. 100% duidt op geen verandering tussen 2005 en 2100. Groen duidt op een daling van het risico van overstromingen, rood geeft een stijging van het risico aan (Bron: Willems et al., 2009).	33
Figuur 7: Betrouwbaarheid in detectie van de verandering en toewijzing van het effect aan klimaatwijziging. (bron: Settele et al., 2014)	37
Figuur 8: Mogelijke effecten van zeespiegelstijging (Bron: De Bruyn, 2007)	38
Figuur 9: Enkele voorbeelden van seizoensgebonden verschuivingen in de vliegperiodes van dagvlinders (Bron: De Bruyn et al., 2007).	44
Figuur 10: Enkele voorbeelden van verschuivingen in de vliegseizoenen van libellen.	45
Figuur 11: Bladontwikkeling van beuk en eik. Boven: verloop over jaren, Onder: relatie met temperatuur (Bron: NARA-indicator 2015 (in voorbereiding)).....	47
Figuur 12: Stufmeelproductiepiek van berk en grassen(brongegevens: Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid).	47
Figuur 13: Evolutie van de gemiddelde eerste aankomstdata in Vlaanderen bij 15 vogelsoorten tussen 1985 en 2002 (brongegevens: Leysen & Herremans 2004).	48
Figuur 14: Evolutie van het aantal vindplaatsen van negen zuiderse libellensoorten sinds 1980 in Vlaanderen, en het aantal waargenomen Zuid-Europese libellensoorten (linkse ordinaat) en het aantal waargenomen zuiderse soorten (rechtse ordinaat) (Bron: https://www.inbo.be/nl/natuurindicatoren/thema/25/soorten-%26-biotopen/fauna)	49
Figuur 15: Verband tussen de verandering in de lengte van het vliegseizoen (berekend tussen 1984 en 2006) en de trend in verspreiding (verschil in aantal 5x5 km-hokken tussen de periode 1980-1889 en de periode 1995-2004). De witte symbolen zijn de soorten die afwijken van het algemene patroon (zie tekst). Vuurlibell wordt niet getoond wegens te hoge 'trend' (2663%).....	50
Figuur 16: Gemodelleerde lentetemperaturen onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese broedvogelsoorten kunnen voorkomen (totaal: n = 122; Vlaanderen: n = 97). Vogelgegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied. Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens, 2009.	51
Figuur 17: Aantal daggraden boven 5°C onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese dagvlindersoorten kunnen voorkomen. Dagvlindergegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied. Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)	52
Figuur 18: Gemiddelde temperatuur van de koudste maand onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese dagvlindersoorten kunnen voorkomen. Dagvlindergegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied.	

	Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009).....	53
Figuur 19:	Verband tussen klimaatwijzigingsscenario's, geschatte snelheid van klimaatwijziging en verspreidingsnelheid van plant- en diergroepen (Settele et al., 2014).	57
Figuur 20:	Slikken en schorren en toename van het getijverschil (GLWS: gemiddeld laagwater bij springtij; GHWD: gemiddeld hoogwater bij doortij, GUHW gemiddeld uitzonderlijk hoogwater) naar Van Braeckel et al., 2012. N.B. de hoogteverhoudingen in de figuur zijn representatief voor een ruimtelijk eng estuarium, zoals het kunstmatig slik-schorreliëf langs de zoetwaterschorren langs de Zeeschelde, waar door de geforceerde getijwerking (veroorzaakt door de stelselmatige inperking van de komberging van de rivier) de tijslag in historische tijden steeds verder vergrootte zonder dat het achterland ruimte bood voor intertidale uitbreiding.	63
Figuur 21:	Dikke pakken groenwiel bemoeilijken de doorbraak en vestiging van <i>Salicornia</i> in de pionierzone (foto E. Van den Bergh; Orplands, Essex, UK)	65
Figuur 22:	De impact van klimaatverandering op het aquatisch milieu (naar Arnell et al., 2015).	83
Figuur 23:	De voornaamste wisselwerkingen tussen klimaatveranderingen en eutrofiëring (Kosten 2011).	84
Figuur 24:	Invloed van de neerslaghoeveelheid in het voorgaande jaar (jaar n-1) op het gemiddeld bladverlies (jaar n) bij beuk in het Zoniënwoud (proefvlak 21 - Hoeilaart).	130
Figuur 25:	Datum van bladontluiking en bladval in relatie tot de datum voor 6 boomsoorten in Blamont (centraal België) (1955-1999): <i>Corylus avellana</i> L., hazelaar; <i>Betula pendula</i> Roth, ruwe berk; <i>Quercus robur</i> L., zomereik; <i>Fraxinus excelsior</i> L., Es; <i>Cytisus laburnum</i> L., gouden regen; <i>Aesculus hippocastanum</i> L., paardekastanje. Deze data komen van het observatienetwerk van het KMI (Demarée & Chuine 2006). Voor geen van deze soorten is de bladontluiking significant gecorreleerd met de tijd. Bladval kent, voor zomereik en es, een negatieve correlatie met de tijd ($p < 0.05$). (Bron: Campioli et al., 2012)	132
Figuur 26:	(a) De visueel waargenomen beukenootproductie versus de maximum temperatuur in juli in het voorafgaande jaar over de periode 1996-2011(bron: Roskams et al., 2012);.....	133
Figuur 27:	Trend in brand- en stormschade in Belgische bossen. De data over brand worden uitgedrukt als aantal branden per jaar (Waals gewest, data 1970-1981) en 1986-2001). De stormdata worden uitgedrukt als het jaarlijks aandeel bomen dat zwaar beschadigd wordt door wind (Vlaams Gewest, 72 ICP level-I-plots). (Bron: Campioli et al., 2012).....	136

Lijst van tabellen

Tabel 1:	Lijst van de onderzochte dagvlindersoorten	42
Tabel 2:	Veranderingen in vliegperiode tussen 1984 en 2004 voor 26 dagvlindersoorten (Bron: De Bruyn et al., 2007)	44
Tabel 3:	Lijst van de onderzochte libellensoorten (bron: De Bruyn et al., 2007).	45
Tabel 4:	Veranderingen in vliegperiode tussen 1984 en 2006 voor 26 libellen soorten (Bron: (De Bruyn et al., 2007)).	45
Tabel 5:	Vogelsoorten die in de toekomst kunnen verdwijnen uit Vlaanderen omdat de gemiddelde temperaturen tijdens het broedseizoen te hoog worden. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)	51
Tabel 6:	Dagvlindersoorten die in de toekomst kunnen verdwijnen uit Vlaanderen ten gevolge van stijgende temperaturen. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)	53
Tabel 7:	Transformatie van het temperatuur indicatorgetal (Temperaturzahl) van Ellenberg naar een temperatuurindex, de zgn. T-index (Neubert & Rannow, 2011)	58
Tabel 8:	Gevoeligheden voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G=gevoelig, N= niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011) van geheel of gedeeltelijk getijafhankelijke Europese habitattypes	62

Tabel 9:	Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van schorhabitats.....	65
Tabel 10:	Gevoeligheden voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (G=gevoelig, N= niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011).....	67
Tabel 11:	Abiotische bereiken voor grondwaterstanden in habitatsubtype 2190 (uitgedrukt in m onder het maaiveld). Status: Ls: afgeleid uit literatuur, standplaatskarakteristieken; Lr: afgeleid uit literatuur dmv kwantielregressie.	69
Tabel 12:	Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van duinhabitats	70
Tabel 13:	Gevoeligheden van habitattypes voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011). G=gevoelig, N= niet gevoelig, O= onbekend.	72
Tabel 14:	Gevoeligheden van heidehabitats voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)	77
Tabel 15:	Gevoeligheden van aquatische habitats voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)	82
Tabel 16:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van fysische omstandigheden en processen.	86
Tabel 17:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van biogeochemische en fysiologische processen.	95
Tabel 18:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van omstandigheden in relatie tot autecologische vereisten.	99
Tabel 19:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van de structuur van het aquatisch voedselweb.	102
Tabel 20:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van de fenologie en het autonome gedrag van organismen.	104
Tabel 21:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van het biogeografisch areaal van organismen.....	106
Tabel 22:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van het invasief gedrag van organismen.....	107
Tabel 23:	Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van menselijke activiteiten als antwoord op klimaatomstandigheden.....	109
Tabel 24:	Gevoeligheden van moerassen en venen voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)	116
Tabel 25:	Relevante abiotische drivers voor venen	117
Tabel 26:	Voorspelde verschuivingen van klimaatzones van veensoorten.....	121
Tabel 27:	Biotische gevolgen voor venen	124
Tabel 28:	Gevoeligheden van boshabitats voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)	128
Tabel 29:	Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van boshabitats.....	134
Tabel 30:	Verwachte gevoeligheid van de belangrijkste boomsoorten voor de belangrijkste klimaateffecten (Bron: Laurent et al., 2009)	135
Tabel 31:	Risico op toenemende schade aan bossen door insecten als gevolg van klimaatwijziging (Read et al., 2009).	138
Tabel 32:	Standplaatsgeschiktheid voor Zuid-Engeland voor een aantal loofboomsoorten, gemodelleerd met de Ecological Site Classification (temperatuur en vocht) voor verschillende klimaatscenario's. Het cijfer geeft de verwachte productiviteit van de boomsoort weer relatief ten opzichte van het maximum bereikbaar in de UK (Bron: Broadmeadow, 2009).....	143

1 Inleiding

Onder invloed van een aantal natuurlijke processen is het klimaat op aarde op lange termijn onderhevig aan veranderingen. De laatste decennia werden echter wereldwijd snellere wijzigingen in de klimaatpatronen vastgesteld. Ook in Vlaanderen is deze tendens voelbaar. Motor achter dit alles zijn de toegenomen CO₂ en andere broeikasgassen in de atmosfeer waardoor meer zonnestraling wordt vastgehouden. Die opwarming zorgt voor een aantal neveneffecten zoals wijzigingen in neerslagpatronen, stijging van de zeespiegel en het voorkomen van extreme weerfenomenen wat resulteert in een klimaatverandering.

Naast gevolgen op economisch en sociaal vlak verwacht men ook repercussies op ecosystemen, hun biodiversiteit en hun capaciteit voor het leveren van diensten. Afhankelijk van de intrinsieke gevoeligheden van de verschillende gebieden voor bijvoorbeeld overstromingen, droogte, extreme temperaturen zullen voor bepaalde vegetatietypes de condities verbeteren, terwijl voor andere vegetatietypes de geschikte oppervlakte zal afnemen. Er zullen tevens verschuivingen in het verspreidingsgebied van soorten optreden, en interacties tussen fenologisch verschillend op klimaatverandering reagerende soorten kunnen verstoord worden.

Het Agentschap voor Natuur en Bos wil zijn beheerders informeren en sensibiliseren over de te verwachten effecten van klimaatverandering op de natuurdoelen en enkele ecosystemendiensten in de door ANB beheerde terreinen.

Met dit doel werd een literatuurstudie opgestart om de (potentiële) impact van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen in kaart te brengen. Omtrent de reële en concreet nog te verwachten impact van klimaatverandering op bos- en natuurgebieden bestaat nog veel onzekerheid. Slechts een beperkt aantal studies focust specifiek op de Vlaamse situatie. Het onderzoek zit bovendien verspreid over diverse kenniscentra. Daarnaast zijn ook in het buitenland studies uitgevoerd die (deels) relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De uitdaging vandaag is om een meta-analyse te maken van dit relevant onderzoek voor Vlaanderen en zo de reële bedreigingen beter in te schatten.

Klimaatverandering wordt gedefinieerd als relevante wijzigingen in temperatuur, neerslag, droogte, stormfrequentie, ziektes en plagen, enz. Er wordt gezocht naar de impact op twee strategische doelstellingen van ANB: biodiversiteit en valorisatie. Voor het luik valorisatie wordt specifiek gefocust op de ecosystemendienst houtproductie.

Bij de klimaateffecten wordt gekeken naar klimaat-drivers die een directe impact kunnen hebben op de ANB-doelen.

2 Klimaatverandering in Vlaanderen

Het Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC) is een organisatie van de Verenigde Naties, die wereldwijd de bevindingen van duizenden wetenschappers over klimaatverandering verzamelt (<http://www.ipcc.ch/>). Sinds 1990 publiceren ze een reeks van uitgebreide evaluatierapporten. Het meest recente rapport werd gepubliceerd in 2014. Het bewijs van de opwarming van de aarde en de rol van menselijke activiteiten daarbij zijn alleen maar toegenomen in de opeenvolgende IPCC-rapporten. Er zijn niet alleen onrechtstreekse bewijzen, maar recente observaties van het Berkeley Lab hebben dit ook aangetoond (Feldman et al., 2015).

Om toekomstige veranderingen in de uitstoot aan broeikasgassen (de zogenaamde broeikasgasemissiesscenario's of kortweg emissiescenario's) door te rekenen naar hun invloed op het globale klimaatstelsel worden klimaatmodellen gebruikt.

De gebruikte toekomstprojecties inzake broeikasgassen zijn primair gebaseerd op deze van het IPCC (2001, 2007). Ze zijn opgebouwd rond verschillende wereldbeelden, uitgaande van de toename of afname van de globalisering van de economie, verschillende demografische evoluties, diverse technologische groeipaden en de mate waarin de wereldeconomie duurzaam is. De IPCC-basisscenario's zijn:

- A1: mondiale markt
- A2: veilig scenario
- B1: mondiale solidariteit
- B2: zorgzaam scenario

De scenario's 1 (A1 en B1) gaan uit van een verdere mondialisering van de wereldbevolking en economie. De bevolkingsgroei piekt in het midden van de 21ste eeuw en daalt daarna. Er doen zich daarbij snelle economische veranderingen voor en er is een sterke evolutie naar een diensten- en informatie-economie. De scenario's 2 (A2 en B2) veronderstellen daarentegen een evolutie naar een meer lokaal georiënteerde wereldbevolking en –economie met meer gefragmenteerde technologische evoluties. Het verschil tussen de scenario's 1 en 2 heeft dus in hoofdzaak te maken met het verschil tussen de evolutie naar een meer mondiale wereld versus een meer regionaal georiënteerde wereld. Het verschil tussen de scenario's A en B heeft anderzijds te maken met de graad van milieuduurzaamheid in de verdere evolutie van de wereld. Bij de scenario's B gaat men uit van een evolutie die maximaal rekening houdt met de interacties tussen economie, sociale aspecten en de impact op het milieu. Deze scenario's gaan uit van een algemene vermindering in het gebruik van materialen en de introductie van propere en duurzamere technologieën. De scenario's A gaan uit van een verdere economische groei met tragere technologische vernieuwingen. Als gevolg hiervan kunnen de concentraties van de broeikasgassen in de atmosfeer verder blijven toenemen tot het jaar 2100. In de meest pessimistisch scenario's resulteert dit in een verdrievoudiging van de CO₂-uitstoot.

Omwille van de grofschaligheid van de resultaten van de mondiale modellen kunnen simulatieresultaten niet rechtstreeks gebruikt worden voor een directe impactanalyse van klimaatverandering op lokaal of zelfs regionaal niveau. Er dient een neerschaling te gebeuren samen met een statistische correctie op basis van historische meetgegevens. Verder heeft het geen zin om impactanalyses door te voeren op basis van slechts één klimaatmodel of één broeikasgasemissiescenario. In welke richting gaat de wereld immers evolueren? Ook zijn er nog onzekerheden in de resultaten van de klimaatmodellen en in de projecties van de toekomstige uitstoot aan broeikasgassen. Daarom wordt bij voorkeur met een set aan scenario's gewerkt, die een representatief beeld geeft van de mogelijke variatie aan impactresultaten.

Er zijn verschillende onderzoeksinstellingen in Vlaanderen die modellen ontwikkelen om de klimaatveranderingen onder invloed van verhoogde broeikasgasemissies te verkennen (De Troch et al., 2014). Uit de brede waaier aan simulatieresultaten afkomstig van deze klimaatmodellen rapporteren we hier vooral over de modellen ontwikkeld onder het CCI-HYDR project (Demarée et al., 2008). Deze modellen werden onder meer gebruikt als basis voor de natuurverkenning 2030 (Willems et al., 2009). Er werden hiervoor drie klimaatscenario's afgeleid. De scenario's werden zo gekozen dat ze de totale range aan klimaatmodel outputs omvatten:

- Het nat klimaatscenario (een 'hoog' scenario) voorspelt de grootste toename van neerslagdebiet dat oppervlakkig afstroomt, hoogwater langs rivieren, overstromingen, hoge bodemvocht- en grondwaterstanden in de winter en een sterke stijging van de gemiddelde temperatuur in zomer en winter.
- Het droog klimaatscenario (een 'laag' scenario) voorspelt de grootste problemen met laagwater en lage grondwaterstanden tijdens droge zomerperiodes. In de lente zouden wel nog iets hogere grondwaterstanden kunnen voorkomen. De temperatuur neemt in dit scenario minder toe dan in het nat klimaatscenario.

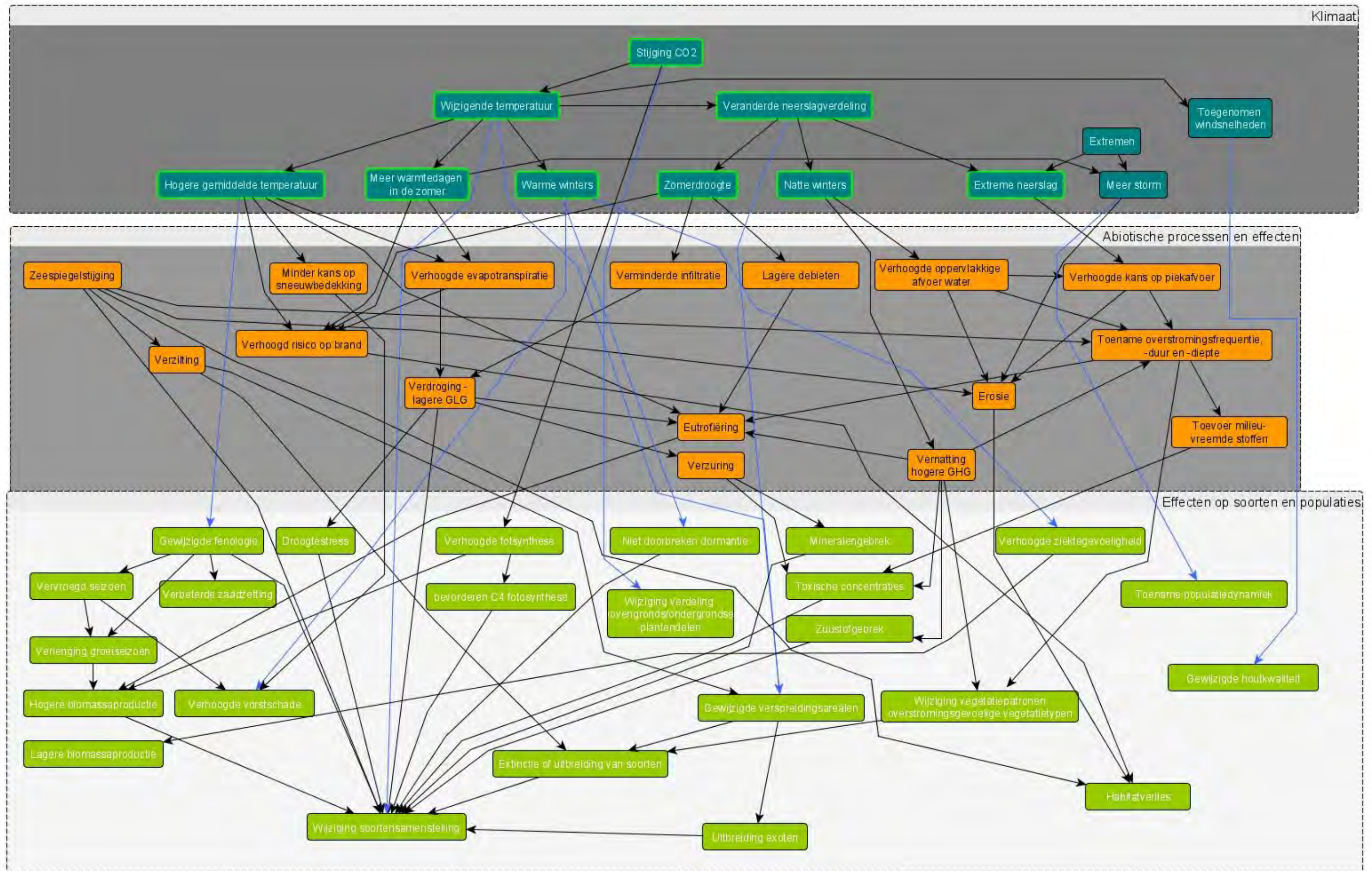
- Het gematigd klimaatscenario (een 'midden' scenario) voorspelt meer gematigde veranderinge, voor zowel hoog- als laagwater en zowel natte als droge periodes.

De modellen werden ontwikkeld voor veranderingen in temperatuur, neerslag, potentiële evapotranspiratie en windsnelheid. De resultaten werden getoetst aan het historische verloop (1961-1990). Dit laat toe te verkennen in hoeverre het klimaat in Vlaanderen kan veranderen tegen het einde van deze eeuw (2071-2100).

Naast de CCI-HYDR outputs vermelden we ook enkele resultaten van de recente klimaatscenario's ontwikkeld door het KMI (De Troch et al., 2014). Er werd hierbij uitgegaan van het zogenoemde A1B emissiescenario van het vierde assessment report van het IPCC. Het A1B scenario veronderstelt een toekomst met zeer snelle economische groei en een snelle introductie van nieuwe en meer efficiënte technologieën. Dit scenario veronderstelt een balans tussen alle energiebronnen, dus een energievoorziening die niet gedomineerd wordt door één specifieke energiebron (<http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/029.htm>).

2.1 Klimaatdrivers

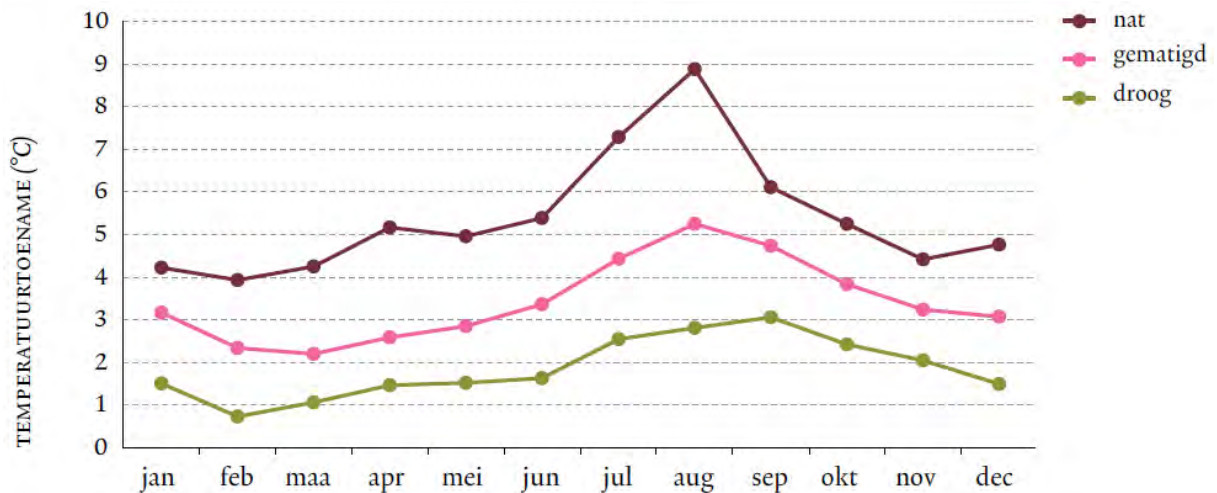
De ultieme driver achter de klimaatveranderingen is de verhoging van de CO₂-concentratie in de atmosfeer. Die stijging zorgt voor een cascade aan secundaire en tertiaire abiotische en biotische veranderingen waarvan het verband met de originele verandering (de stijging van de CO₂-concentratie) steeds minder eenduidig is. Daar zijn verschillende redenen voor; het kan zijn dat de effecten onvoldoende bekend zijn, maar ook interferentie met andere milieudrukken speelt een belangrijke rol. Hieronder wordt geprobeerd om een overzicht te geven van de voor dit verhaal relevante secundaire en tertiaire veranderingen.



Figuur 1. Overzicht klimaatdrivers, -impact en gevolgen (Voor de groen omkaderde klimaatfactoren is er een bewijs van een wijziging of bestaat over de kans hierop een grote eensgezindheid. Een blauw gekleurde pijl geeft een direct biotisch effect van een klimaatfactor)

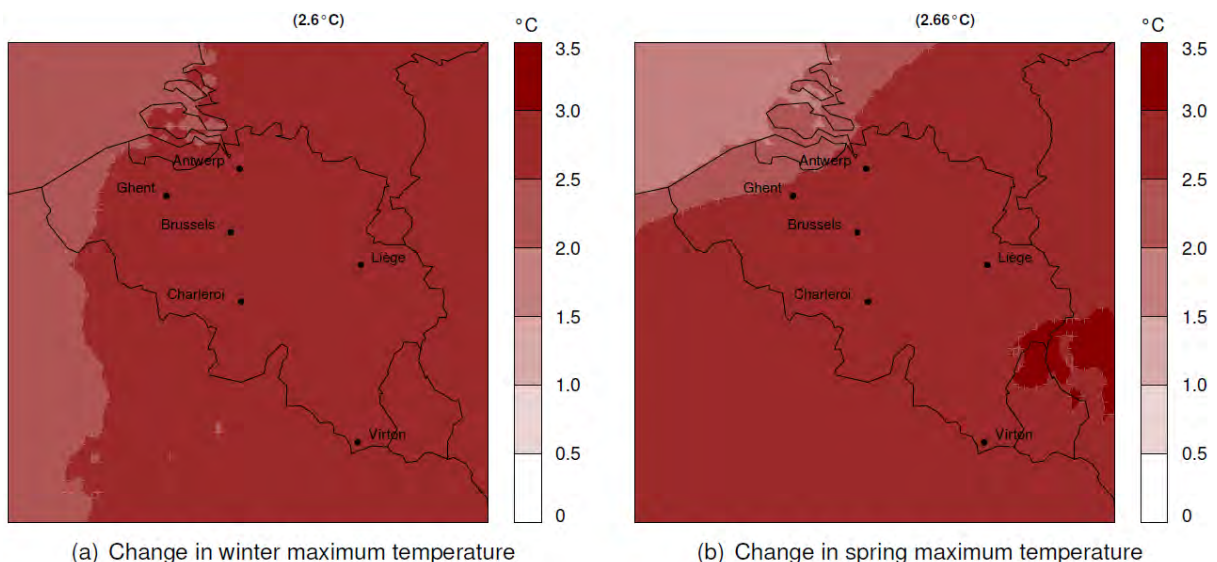
2.1.1 Temperatuur

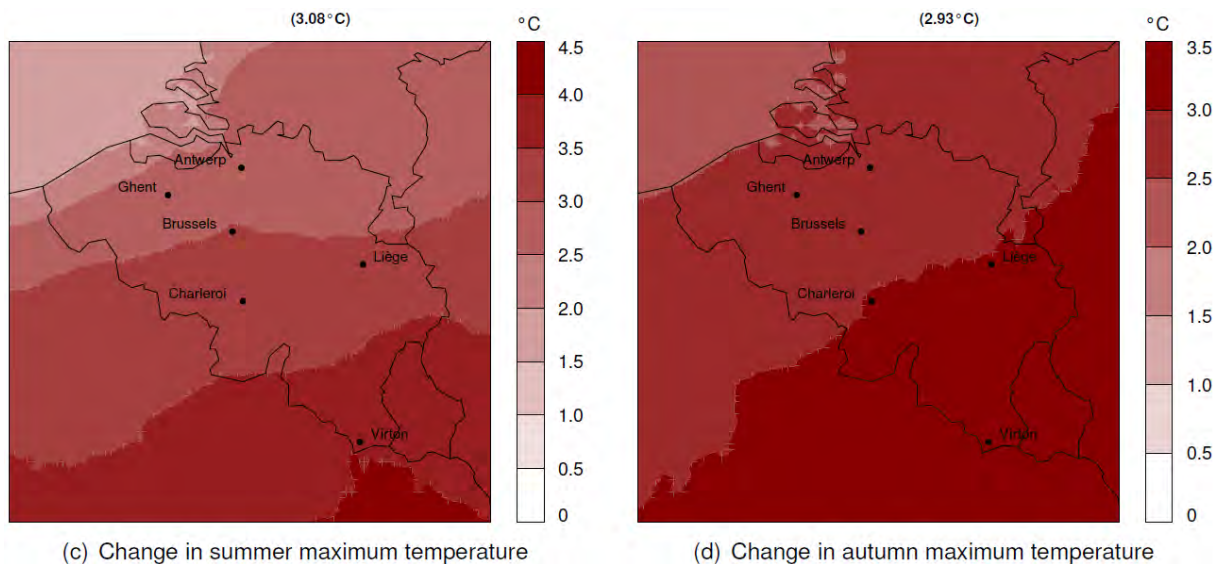
Onder alle klimaatscenario's kan men algemeen stellen dat door de klimaatverandering de temperatuur toeneemt, en dit in alle maanden van het jaar (Figuur 2). In januari bijvoorbeeld, stijgt de omgevingstemperatuur, afhankelijk van het scenario, met 1,5 tot 4,2°C ten opzichte van de periode 1961–1990. In augustus kan de temperatuur toenemen met 2,8 tot 8,9°C. Voor de seizoensgemiddelden levert dit voor de winter (december, januari, februari) een toename van 1,5 tot 4,4°C op, en voor de zomer (juni, juli, augustus) een toename van 2,4 tot 7,2°C.



Figuur 2. Temperatuurtoename volgens de drie klimaatscenario's (Ukkel, scenarioperiode 2071-2100 vergeleken met de referentieperiode 1961-1990) (Bron: Willems et al., 2009)

Niet alleen de gemiddelde maandtemperaturen, maar ook de temperatuur op de warmste en koudste dagen zal duidelijk stijgen. De verwachte toename van de gemiddelde dagtemperatuur voor de 10% koudste dagen bedraagt 1,5 tot 6°C tijdens de winter, en 2 tot 5°C tijdens de herfst (winter en herfst zijn de seizoenen waarin deze stijging het sterkst is). Er zal dus een drastische daling in het aantal vorstdagen plaatsvinden. Voor de 10% warmste dagen is deze stijging het sterkst in de zomer en bedraagt ze 3,2 tot 9,5°C. Dit betekent dat er tegen het einde van de 21ste eeuw tijdens de zomer heel wat meer erg warme dagen zullen zijn dan tijdens de zomer in de periode 1961–1990. De jaar- en seizoentemperaturen en de frequentie van hittegolven zijn trouwens al significant toegenomen sinds de jaren 1990. Tijdens de 20ste eeuw steeg de jaargemiddelde temperatuur reeds met ongeveer 2°C.





Figuur 3. Stijging maximumtemperatuur voor de periode 2071-2100 ten opzichte van 1961-1990 (bron: De Troch et al., 2014)

Volgens de regionale modellen van het KMI, gebaseerd op het mondiale A1B scenario, is de stijging van de temperatuur kleiner aan de kust dan in de rest van het land (Figuur 3). Gemiddeld genomen zal de stijging van de maximumtemperatuur tijdens de zomer ongeveer 3,08 °C bedragen.

Ook de temperatuur van het oppervlaktewater stijgt. In het gebied het dichtst bij de Vlaamse kust bedraagt de toename van de zeewater temperatuur ongeveer 0,034 °C per jaar of 3,4 °C per eeuw (Willems et al., 2009). Wat betreft de watertemperatuur van rivieren en stilstaande wateren tonen lange-termijn-metingen in verschillende West-Europese rivieren en stilstaande wateren een toename met enkele °C sinds het begin van de vorige eeuw (Lyche-Solheim et al., 2010; Whitehead et al., 2012). Nederlandse waarnemingen duiden op een toename van ca. 0,5-0,6 °C per decennium (Kosten 2011; van Dam & Mertens 2011)². Klimaatonafhankelijke veranderingen in hydrologie, morfologie, (koel)water- en landgebruik of vegetatie kunnen dit niet volledig verklaren. Antropogene klimaatverandering in oppervlaktewateren is dan ook een fenomeen dat al gaande is. Hoewel het resultaat hiervan sneller waarneembaar en meer uitgesproken zal zijn in mediterrane en hoger of meer noordelijk gelegen gebieden (Woodward et al., 2010; Moss 2012; Jeppesen et al., 2015; Rühland et al., 2015), blijven ook waterlopen en stilstaande wateren in gematigde streken, ondanks hun reeds geruime mate van menselijke beïnvloeding hier aan onderhevig (Sala et al., 2000, 2001; Edwards et al., 2012, Markovic et al., 2014³).

2.1.2 Verdamping

Door de temperatuuroename neemt de hoeveelheid verdamping toe, zowel in de winter als in de zomer. In augustus kan de evapotranspiratie toenemen met 73%. In de lente zijn er zowel scenario's die een toename als een afname van de verdamping geven.

2.1.3 Neerslag

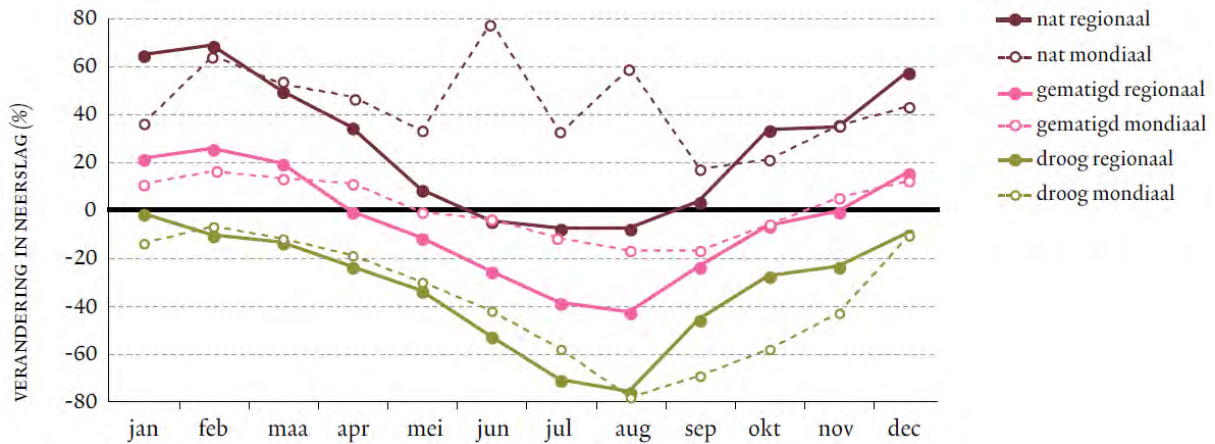
Volgens de CCI-HYDR modellen zal de neerslag toenemen in de winter. De neerslagverandering in de zomer is complexer: De totale neerslaghoeveelheden worden waarschijnlijk kleiner, er zouden minder regenbuien optreden. Maar er zouden meer en extreem hevige zomeronweders zijn.

Doorrekeningen met mondiale en regionale klimaatmodellen tonen voor België een evolutie naar drogere zomers (Figuur 4). Dit beeld is wel minder eenduidig bij de mondiale modellen. Deze laatste wijzen soms op een kleine neerslagtoename in de zomer. Mondiale modellen omvatten een grotere set aan emissiescenario's. Langs de andere kant zijn de berekeningen op basis van regionale klimaatmodellen geografisch wel nauwkeuriger. De sterkste daling in zomerneerslag wordt gevonden bij de droge klimaatscenario's. De maandgemiddelde neerslag zou er voor 2071-2100 met 76 tot 78% afnemen ten opzichte van de periode 1961-1990. Volgens het gematigd scenario zou die afname 17 tot 43% bedragen. Voor het nat regionaal

² Sneller stromende beken warmen evenwel minder op (Knoop et al., 2012).

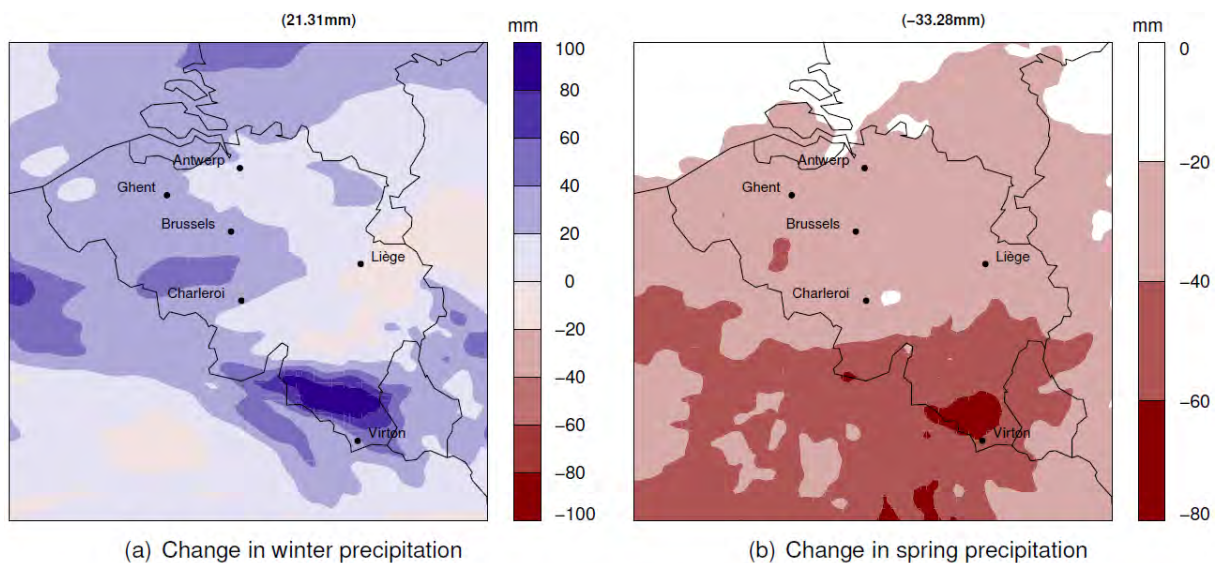
³ Hierdoor kan het biodiversiteitseffect van opwarming ook verschillen van dit in hoger gelegen gebieden (Rosset et al., 2010).

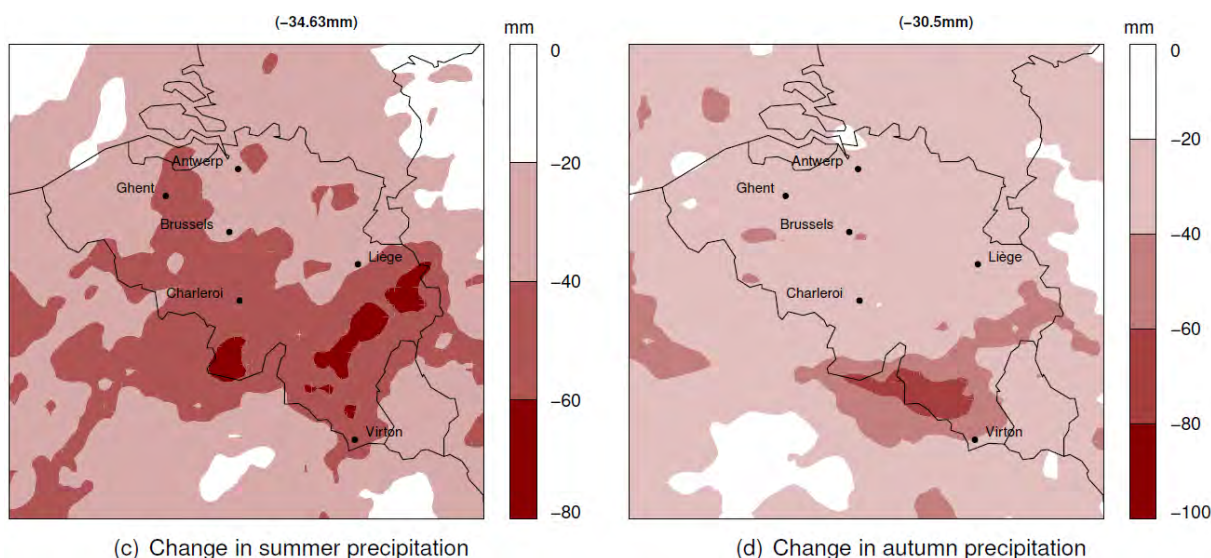
scenario is dit nauwelijks 8%, terwijl het nat mondiaal scenario zelfs een toename laat zien. Voor de winter wordt een neerslagtoename verwacht van nauwelijks verandering tot een toename met 64%. Het KMI model geeft ook aan dat de zomers droger gaan worden terwijl er meer neerslag zal zijn gedurende de winters.



Figuur 4. Wijzigingen van de maandgemiddelde neerslag (periode 2071-2100 t.o.v. 1961-1990) volgens de regionale CCI-HYDR en de mondiale klimaatmodellen (Bron: Willems et al., 2009).

Analyse van de neerslagmetingen in Ukkel leert dat het aantal en de grootte van extreme regenbuien tijdens de winter over een periode van honderd jaar is toegenomen. Extreme regenbuien zijn buien die minder vaak voorkomen dan gemiddeld tien keer per jaar. De modellen geven aan dat de hoeveelheid neerslag in deze regenbuien in de toekomst nog een factor 2,5 hoger zouden kunnen liggen dan in de referentieperiode (Willems et al., 2009). Een neerslagintensiteit die in het huidige klimaat maar eens om de anderhalve maand voorkomt, zou zich tegen 2100 maandelijks voordoen onder het nat klimaatscenario. Een periode van hevige neerslag die nu maar eens om de twee jaar voorkomt, zou zich onder dat nat klimaatscenario jaarlijks voordoen. De meest hevige, korte neerslagepisodes (1 uur of minder) die voorheen slechts eens per eeuw voorkwamen, zouden eens per decennium voorkomen. De uitkomst van de klimaatmodellen ligt dus in de lijn van de al geobserveerde trend: de extreme dagneerslag in de winter neemt iedere tien jaar enkele procenten toe. De inschatting van uitzonderlijke gebeurtenissen kent echter een grotere onzekerheid dan de scenarioresultaten voor maandgemiddelde neerslag. De historische datareeks toont nog geen toename in het aantal en de omvang van onweders in de zomer. De talrijke, hevige zomeronweders van de laatste 15 jaar kunnen ook een gevolg zijn van de natuurlijke klimaatschommelingen boven de Noord-Atlantische Oceaan en Noordwest Europa. Hetzelfde deed zich immers voor in de jaren 1910–1920 en de jaren 1960.





Figuur 5. Veranderingen in neerslaghoeveelheden voor de periode 2071-2100 ten opzichte van 1961-1990 (bron: De Troch et al., 2014)

De mogelijke neerslagverandering vertoont ook kleine regionale verschillen. In de kuststrook ligt de verandering hoger dan in het binnenland, zowel voor de zomerperiode als voor de winterperiode. Voor de zomerperiode betekent dit dat de neerslagdaling in de kuststrook minder sterk is (het toekomstige klimaat ligt dicht bij het huidige klimaat). In de winterperiode zorgt een bijkomende neerslagtoename met 10% voor een sterkere vernatting van de kuststrook.

2.1.4 Neerslagoverschot

Het neerslagoverschot bepaalt in welke mate de grondwaterlagen gevoed worden en is onder meer belangrijk voor grondwatergevoede vegetaties. Ze is afhankelijk van verschillende factoren: o.a. de hoeveelheid neerslag, de periode en de intensiteit van de neerslag, de temperatuur, het vegetatiedek,... Het begroten van de invloed van klimaatwijzigingen is een moeilijke oefening, omdat er tegengestelde effecten te verwachten zijn. Een toename van de neerslag in de winter kan het grondwater voeden, maar een verhoging van de temperatuur in de zomer stimuleert dan weer de verdamping. Onzekerheden in de effecten op kwel zitten bijvoorbeeld in de evapotranspiratie in infiltratiegebieden, en verdamping in de kwelgebieden zelf (Witte et al., 2009). Daarnaast is het onzeker wáár eventuele extra kweldruk tot nattere omstandigheden zal leiden.

Op basis van een dertigtal klimaatmodellen werd voor Centraal België een lichte vermindering van het neerslagoverschot berekend voor de tijdsperiode 2070-2100 t.o.v. de huidige periode: resp. ong. 280 mm t.o.v. 300 mm (Tabari et al., 2015). Dat is vooral te wijten aan het relatief groter deficit in de zomermaanden.

2.1.5 Wind

Berekeningen voor zowel het nat, het gematigd als het droog klimaatsscenario tonen een toename van de gemiddelde windsnelheid tijdens de wintermaanden. De windsnelheid zou vergeleken met de referentieperiode 1961-1990 systematisch 10 tot 20% hoger liggen tegen het einde van de 21ste eeuw. De resultaten voor de zomermaanden leveren geen eenduidig beeld op.

Voorspellingen van toekomstige klimaatscenario's op basis van modellen houden echter steeds heel wat onzekerheden in. Het voorspellen van de te verwachten windsnelheden blijkt bijzonder moeilijk en de verschillende modellen geven zeer uiteenlopende resultaten (Read et al., 2009).

2.2 Abiotische gevolgen

Veranderingen in het klimaat zullen een reeks van directe gevolgen hebben voor de fysische processen in de natuur. We beschrijven hier de belangrijkste te verwachten directe effecten van klimaatverandering in Vlaanderen. We merken hier wel op dat momenteel de focus ligt op precies die *directe* effecten, en dat nog weinig aandacht uitgaat naar onrechtstreekse effecten veroorzaakt door *interacties en feedbackmechanismen* tussen de directe abiotische maar ook biotische effecten, die de directe effecten kunnen versterken maar ook milderden. In de literatuur werd tot op heden nog maar weinig aandacht geschonken aan deze interacties en feedbackmechanismen

2.2.1 Evolutie aan kust en estuaria, extreme overstromingen of kustlijnreconfiguratie

Het zeeniveau in Oostende is sinds 1927 met gemiddeld 1,69 mm/jaar gestegen, wat overeenkomt met het mondiale gemiddelde (Willems et al., 2009). Dit geeft een gemiddelde stijging van ongeveer 15 cm voor de hoogwaters over de voorbije 85 jaar (Verwaest et al., 2005). Extrapolatie van de historische trend levert voor de Vlaamse kust, afhankelijk van de toegepaste relaties, een verdere zeespiegelstijging op met 20 tot 200 cm voor de periode 1990-2100. Volgens onderzoek aan de Gentse Universiteit ligt de verwachte regionale zeespiegelstijging voor de Noordzee in de grootteorde van 40 tot 70 cm in het jaar 2100 (Lebbe & Van Meir, 2000). In Nederland verwacht het KNMI een zeespiegelstijging van 35-60 cm tegen 2100 bij een gematigde stijging van de gemiddelde wereldtemperatuur (+2°C). Bij een warm scenario (+4°C) voorspelt het KNMI een zeespiegelstijging van 40-85 cm ten opzichte van het niveau van 1990 (www.knmi.nl).

De golfbelasting op de kust en zeewering neemt in elk scenario beduidend toe door de toenemende waterdiepte en windsnelheden. Doordat hoogwaters sneller en laagwaters trager stijgen dan de gemiddelde zeespiegel, neemt ook de getijslag (het verschil tussen hoog en laag tij) toe. De stijging van de golfbelasting en de getijslag veroorzaken een sterkere erosie van strand en duinen en een hogere kans op bresvorming (doorbraak van een dijk of een natuurlijke duingordel). Bij een superstorm die gemiddeld één keer per 17 000 jaar voorkomt, is bij het huidige klimaat enkel bresvorming te verwachten in Wenduine, Oostende en Mariakerke (de kusthavens buiten beschouwing gelaten). In het toekomstige klimaat is bij het meest ongunstige scenario en zonder maatregelen tegen 2100 bresvorming mogelijk ter hoogte van bijna de volledige kustlijn.

Zeespiegelstijging zet zich voort in de getijderivieren, maar ook ingrepen die de morfologie van de rivier grondig wijzigen (rechttrekking, inpoldering, zandwinning, geulverdieping, ...) beïnvloeden daar de gemiddelde waterstanden. Van Braeckel et al. (2012) trachtten modelmatig de invloed van zeespiegelstijging op de waterstanden in het Schelde-estuarium te onderscheiden van de gevolgen van antropogene ingrepen. Een opgelegde zeespiegelstijging van 60 cm zet zich aldus ongewijzigd voort in de Westerschelde. Vanaf Baalhoek tot Temse neemt de stijging van de hoogwaters echter geleidelijk af tot een minimale stijging in de zone van Sint-Amands – Dendermonde - Schoonaarde. Verder stroomopwaarts stijgt het hoogwater opnieuw en zelfs tot een hoger niveau dan de zeespiegelstijging indien ook het getijverschil toeneemt. De stijging van de laagwaters is een stuk kleiner dan de afwaarts opgelegde stijging, vooral in de zone stroomopwaarts van Temse. Hierdoor wordt de getij-amplitude groter stroomopwaarts van Temse. Beide trends, de toename van zowel het gemiddeld hoogwater als van de getij-amplitude worden in het Schelde-estuarium versterkt door bovengenoemde ingrepen in de riviermorfologie (Van Braeckel et al., 2012). Net zoals aan de kust vergroot ook de erosieve kracht van het water op de oevers en dijken, niet zozeer door windgolven, maar wel door toegenomen waterstanden, getij-amplitude, vloedvolume en stroomsnelheden. Berekeningen voor het geactualiseerde Sigmaplan, dat de Scheldevallei beschermt tegen overstromingen vanuit de zee gaan uit van een stijging van hoogwaters met 90 cm en laagwaters met 55 cm tegen 2100 (TV. IMDC et al, 2005). Het toegenomen vloedvolume brengt ook verder landwaartse zoutindringing en verzilting met zich mee.

2.2.2 Veranderingen in rivierdebieten en overstromingen

Het nat, gematigd en droog klimaatscenario kan doorgerekend worden tot 2100. Dit laat toe om de invloed op de hoog- en laagwaterdebieten in te schatten (Willems et al., 2009). Seizoensgebonden neerslag en verdamping zijn naast de structuur van het stroomgebied belangrijke factoren die rivierdebieten beïnvloeden. Verlaagde neerslag en verhoogde evapotranspiratie kunnen resulteren in verlaagde debieten. In Vlaanderen kunnen tijdens droge zomers de laagste rivierdebieten met meer dan 50% dalen (gemiddeld 20% in het minst ongunstige scenario, gemiddeld 70% in het meest ongunstige scenario) (Willems et al., 2009). Hierdoor kan de kans op watertekorten sterk toenemen.

Verhoogde neerslag, en meer bepaald hevige regenbuien, zullen dan weer verhoogde debieten met een verhoogd overstromingsgevaar tot gevolg hebben. Doordat er gedurende het winterhalfjaar meer neerslag zou vallen en gedurende het zomerhalfjaar minder, zouden mogelijk verhoudingsgewijs in onze (nagenoeg allemaal alluviale) rivieren meer overstromingen voorkomen gedurende het winterhalfjaar. Dit risico bestaat voor al onze hydrografische bassins (van Ypersele, 2004). De effecten van piekdebieten en overstromingen zijn zeer divers, maar doorgaans meer ingrijpend als ze plaats vinden in het groeiseizoen, dus buiten het seizoen waarin normaal het meeste regen valt. Hierbij kan ook rivierbegeleidende waternatuur aan bijkomende verontreiniging worden blootgesteld.

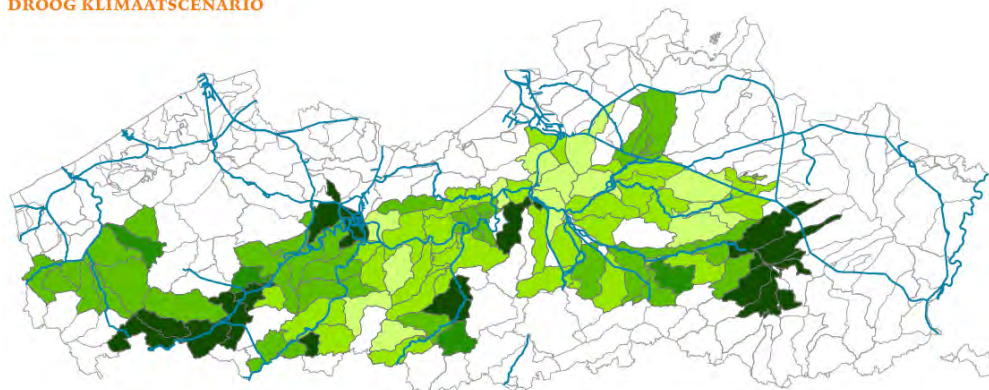
Zoals te verwachten zal het nat scenario de meest extreme impact wat betreft hoogwater en overstromingen hebben; het droog scenario wat betreft laagwater en droogte. De conclusies liggen voor alle rivieren in dezelfde lijn.

In het droog klimaatscenario daalt het overstromingsrisico gemiddeld 56% voor alle bekkens in Vlaanderen (Figuur 6). Vooral in het Demer- (-84%) en het IJzerbekken (-72%) is de daling erg uitgesproken. Dit is een rechtstreeks gevolg van het feit dat in het droog klimaatscenario de piekafvoeren in de waterlopen en dus ook de overstromingsgebieden veel kleiner

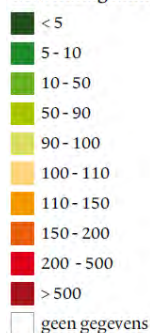
zijn dan in de huidige situatie. Ook voor het gematigd klimaatscenario is er ook een daling van 8% op Vlaams niveau. In het bekken van de Boven-Schelde en binnen individuele hydrografische deelbekkens in andere bekkens stijgt het risico echter. In het nat klimaatscenario bestaat voor elk bekken een stijging van het risico. Op Vlaams niveau bedraagt de stijging van het risico 33%. Vooral het Leie-, Boven-Schelde- en Demerbekken kennen een zeer sterke toename van het risico (factor 2 tot 3). Voor de Beneden-Schelde en zijrivieren is de stijging minimaal: enkel langs de Nete en de Dijle zou het risico sterk toenemen.

Door de sterke toename van de verdamping (zowel tijdens de winter als tijdens de zomer) wordt voor de toename in neerslag een groot deel gecompenseerd. Daardoor is de toename in het aantal en de omvang van de overstromingen (in de winter vooral langs rivieren) relatief beperkt. Piekafvoeren in de rivieren nemen in de winter in het meest ongunstige scenario met maximaal 35% toe. Zo'n toename kan plaatselijk wel leiden tot meer frequente en uitgestrekte overstromingen. Extreme zomeronweders kunnen overstromingen veroorzaken. De meeste klimaatmodellen voorspellen een toename in het aantal (de frequentie) en de omvang van deze hevige zomeronweders, zodat ook een toename van het aantal dergelijke overstromingen te verwachten valt.

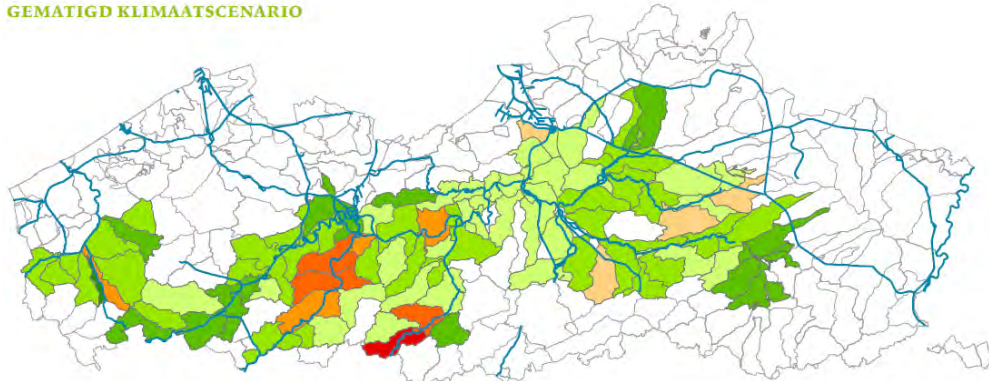
DROOG KLIMAATSCENARIO



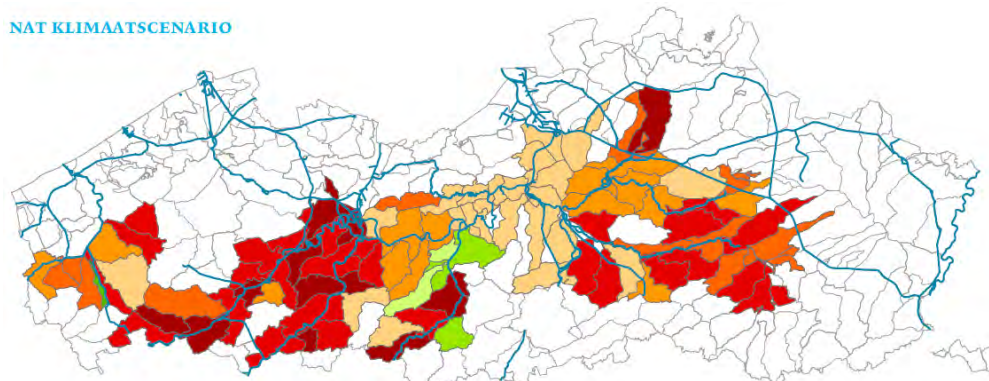
Verhouding
klimaatscenario
t.o.v. huidig klimaat (%)



GEMATIGD KLIMAATSCENARIO



NAT KLIMAATSCENARIO



Figuur 6. Evolutie van het overstromingsrisico bij het huidig landgebruik als gevolg van de drie klimaatveranderingsscenario's tegen 2100. 100% duidt op geen verandering tussen 2005 en 2100. Groen duidt op een daling van het risico van overstromingen, rood geeft een stijging van het risico aan (Bron: Willems et al., 2009).

Uit de tijdreeks van de dagmaxima van de Dijlepeilen sinds de jaren '80 van vorige eeuw is duidelijk dat de overstromingsfrequentie (evenals de overstromingsduur- en diepte) gevoelig is toegenomen (De Becker, 2013).

2.2.3 Wijziging in grondwatertafel

Als gevolg van klimaatwijziging kunnen er wijzigingen optreden in de grondwaterstanden (zie ook 2.1.4). Als proportioneel op de totale jaarneerslag een groter aandeel hemelwater wordt afgevoerd onder de vorm van oppervlakkige afvoer of er meer water kan verdampen, dan zorgt dat voor verminderde infiltratie en wordt er dus minder grondwater aangevuld. Dat zou betekenisvolle effecten kunnen hebben op het grondwaterregime, waardoor tijdreeksen van grondwaterschommelingen er anders gaan uitzien. Vooral door een stijging van de verdamping in de zomer zou het neerslagtekort toenemen, wat tot een lagere gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) kan leiden, met eventueel uitdroging van kleine stilstaande wateren als gevolg. Meer neerslag in het winterhalfjaar (dus bij lage evapotranspiratie) resulteert dan in meer effectieve neerslag. Dat leidt doorgaans tot hogere grondwaterpeilen in de winter en dus hogere gemiddelde hoogste grondwaterstanden (GHG's).

Door een stijgende zeespiegel zou in poldergebieden waarbij de grondwatertafel in verbinding staat met de zee, de grondwatertafel verhogen, met een slechtere afwatering en langere verblijftijden in afwateringssystemen als gevolg. En verzilting wordt wellicht meer algemeen.

2.2.4 Verlaagde bodemvochtigheid en uitdroging

Minder neerslag in de zomer, hogere temperaturen en toegenomen evapotranspiratie kunnen leiden tot een verlaagde bodemvochtigheid en uitdroging van de bodem. Verschillende habitats en soorten zijn aangepast aan een gematigd vochtig klimaat waarbij de beschikbaarheid van water alleen een probleem is tijdens extreme droge jaren. Zij worden dus bedreigd wanneer extreme droogte frequenter wordt of zelfs de norm zou worden. Dit kan leiden tot een reductie van het functioneren (of zelfs verdwijnen) van ecosystemen en van belangrijke producerende, regulerende of culturele ecosysteemdiensten die door wetlands en andere habitats worden geleverd (voedselvoorziening, watervoorziening, waterkwaliteit of bijvoorbeeld de belevingswaarde van het landschap).

Toegenomen evapotranspiratie in combinatie met gewijzigde neerslagverdeling leidt, naast wijzigingen in het grondwaterregime ook tot een groter evapotranspiratie-deficit. Dat deficit is een jaarlijks weerkerend, natuurlijk zomerfenomeen in onze contreien, maar zou in de toekomst langer aanhouden en groter zijn. Voor Vlaanderen werden in de Kleine Nete en Centraal-België simulaties uitgevoerd (Dams et al., 2012; Tabari et al., 2015). Uit de modellering blijkt dat voor beide gebieden een hogere evapotranspiratie verwacht wordt in de zomermaanden.

Een hogere evapotranspiratie heeft rechtstreeks als gevolg dat de gemiddelde laagste grondwaterstanden dieper zullen liggen, zeker op die locaties waar geen of minder intensieve kwel optreedt. Een tweede effect is dat in de fysiologisch actieve periode van de planten, de hoeveelheid beschikbaar bodemvocht kleiner zou worden.

2.2.5 Wijziging in geochemische processen

2.2.5.1 Eutrofiëring

Lagere grondwaterstanden gaan gepaard met een betere doorluchting van de bodem. Mede door de hogere bodemtemperaturen kan, wanneer het milieu niet te zuur is, het organisch materiaal sneller gaan afbreken. De mineralisatie van organische stof neemt toe, waarbij veel extra voedingsstoffen vrijkomen, zowel stikstof als fosfaat.

Daarnaast kan er ook eutrofiëring bij overstromingen optreden. Wordt de bodem tijdens een overstroming zuurstofloos, dan kunnen in kalkarme milieus fosfaten vrijgesteld worden die tot vermessing kunnen leiden. Vooral bodems die relatief rijk zijn aan sulfaten zijn hier heel gevoelig voor (o.a. Lamers et al., 1998).

2.2.5.2 Verzuring

Een toenemende aeratie en/of een verhoogde temperatuur werken oxidatieprocessen (mineralisatie), in een niet te zuur milieu en bij voldoende aanwezigheid van afbreekbaar organische materiaal, in de hand. Hierbij worden zuren gevormd, wat tot verzuring kan leiden. Eerst is dat nauwelijks zichtbaar omdat het zuur nog wordt uitgewisseld tegen de basen die zich aan het kationenadsorptiecomplex in de bodem van de wortelzone bevinden. Maar geleidelijk raakt die voorraad uitgeput en daalt de pH.

Bij verdroging daalt de grondwaterstand en kunnen gereduceerde elementen geoxideerd worden, waarbij ook zuren gevormd worden. Voor stikstof betekent dit de omzetting van ammonium naar nitraat, sulfides worden omgezet in sulfaten, methaan in CO₂, Bij lagere grondwaterstanden wordt bovendien bij extreme neerslag de invloed van het relatief zuurdere regenwater groter. Bij een verminderende toevoer van grondwater kan ook de aanvoer van bufferende stoffen verminderen met mogelijk verzuring tot gevolg.

Toename in neerslag kan leiden tot een verhoogde uitspoeling van basische kationen in de bodem, en dus tot een verhoogde bodemverzuring (Rengel, 2011).

Lokale omstandigheden zoals bodemtype, topografie, maar ook landmanagement (bv. waterwinning, drainagesystemen, beregening in de land- en tuinbouw, ...) zullen de effecten van klimaatveranderingen verergeren of verlichten.

2.2.5.3 Veranderingen in organische koolstof in de bodem

Het gehalte aan organisch koolstof in de bodem is een belangrijke regulator van de nutriëntencyclus bij planten en de beschikbaarheid van water. Veranderingen in de relatieve snelheden van biomassa-productie en -afbraak als gevolg van klimaatverandering (temperatuur, neerslag en de CO₂-niveaus) kunnen invloed hebben op zowel boven- als ondergrondse biota en het functioneren van ecosystemen.

Door een hogere bodemtemperatuur wordt het organisch materiaal in de bodem sneller afgebroken. Hierdoor neemt de koolstofvoorraad in de bodem af, wat ook gepaard gaat met een daling van de kationenuitwisselingscapaciteit. Vooral op zandbodems leidt dit tot een hoger risico op uitspoeling van nutriënten uit de bodem.

Deze veranderingen kunnen ook leiden tot wijziging van de koolstofvoorraden in de bodem (CO₂-sequestratie). Dit kan resulteren in een verhoogde CO₂-uitstoot.

2.2.6 Erosie

Bodems kunnen eroderen onder invloed van wind en zware neerslag. Een toename van heviger regenbuien kan dus leiden tot verhoogde erosie. Verhoogde droogte tijdens de zomer kan de bodemstructuur ook beschadigen waardoor de schade door erosie nog kan toenemen. Deze klimaatfactoren, in samenwerking met factoren zoals bodemhydrologie, landschapsstructuur en landgebruik interageren en kunnen langdurige degradatie van de bodem veroorzaken.

2.2.7 Verhoogd risico op brand

Natuurbranden vereisen omstandigheden waarin begroeiing wordt blootgesteld aan heet en droog weer, gecombineerd met veel wind. Verwacht wordt dat deze omstandigheden zich vaker zullen voordoen, aangezien de gemiddelde temperatuur wereldwijd stijgt, net als het gemiddeld aantal hete dagen en het gemiddeld aantal regenrijke dagen. In hun analyse vonden Jolly et al. (2015) dat deze randvoorwaarden voor natuurbranden zich wereldwijd steeds vaker en op meer plekken voordoen.

Sommige ecosystemen zoals bossen, halfnatuurlijke graslanden, heidevelden en veengebieden zijn bijzonder brandgevoelig. Een verhoogde prevalentie van grote branden in deze habitats kan leiden tot een aanzienlijk verlies van biodiversiteit en ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld koolstofopslag in bossen en veengebieden).

2.2.8 Watervervuiling

De toename in de frequentie van hevige regenbuien kan de komende decennia leiden tot een geleidelijke toename van het aantal rioloverstromingen en -overstortingen, met een negatieve invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit tot gevolg. Dit kan vooral een probleem geven tijdens de zomermaanden wanneer de ontvangende waterlichamen onvoldoende verdunningscapaciteit bezitten. Rioleringen voeren in Vlaanderen immers niet enkel afvalwater af. Ze staan vaak ook in voor de afvoer van hemelwater (neerslag). Door hevige neerslag nemen de piekafvoeren in rioolstelsels, beken en grachten toe.

Zware regenbuien kunnen ook aanleiding geven tot watervervuiling door verhoogde uitstroom van nitraat, fosfaat en of pesticiden vanuit landbouwgrond, instroom van menselijk afval en depositie uit de atmosfeer. Dit effect neemt toe na periodes van droogte wanneer planten minder voedingsstoffen opnemen. Het effect van deze stoffen is afhankelijk van de temperatuur en de hoeveelheid beschikbaar water voor verdunning.

De waterkwaliteit daalt eveneens bij langere en meer veelvuldige periodes van lage afvoer. Tijdens droogteperiodes en dus bij langere hydraulische verblijftijden, is er minder zuurstof beschikbaar en zullen ook opgeloste stoffen, incl. nutriënten en polluenten⁴ meer geconcentreerd worden. Het aandeel van RWZI-effluent in de afvoer van waterlopen neemt toe, vooral in wateren die slechts in beperkte mate door grondwater worden gevoed. Voor de Maas, bv., zou dit tot een verdubbeling kunnen betekenen (Bannink & Slootweg, 2015). Wanneer dit watertekort van korte duur is en de stroming terug op peil is kan het ecosysteem zich herstellen. Bij lange periodes van droogte kan het ecosysteem echter irreversibel veranderen.

2.2.9 Watertemperatuur en veranderingen in kwaliteit van het water

De levenscyclus van veel aquatische soorten is gebaseerd op specifieke thermische eisen. Deze soorten zijn bijgevolg gevoelig voor veranderingen in watertemperaturen. Daarnaast beïnvloedt de watertemperatuur ook een aantal kenmerken van het watermilieu zoals de snelheid van de bacteriologische en chemische reacties. Mogelijke gevolgen van warmer water op het waterecosysteem zijn onder andere:

Hogere temperaturen zullen een betere en snellere mineralisatie van organisch materiaal veroorzaken, zowel in het watersysteem zelf, als in de (semi-) terrestrische omgeving, van waaruit de aanvoer van opgeloste en particuliere organische stof verhoogt. Door meer diffuse aanvoer van fosfor en stikstof en een grotere interne beschikbaarheid worden deze minder beperkend voor de productiviteit. Het aanjagen van fysiologische processen versnelt de opbouw van organische stof, maar ook respiratie en afbraak worden versterkt. De zuurstofvraag verloopt navenant, maar tevens is er

⁴ Een hogere temperatuur kan door toegenomen vervluchtiging en versnelde afbraak de belasting met sommige polluenten echter verminderen (Bloomfield et al. 2006).

minder zuurstof beschikbaar. Opwarming en gewijzigde neerslagpatronen tezamen beïnvloeden ook de werking, distributie, bioaccumulatie en eventuele afbraak van toxische stoffen. Het eindresultaat hiervan is moeilijk te bepalen en sterk afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden. Volgens Bloomfield et al. (2006) zou wijziging van het landgebruik onder impuls van klimaatverandering mogelijk meer bepalend zijn voor de belasting met pesticiden dan de directe gevolgen.

Het samenspel van een sterkere interne eutrofiëring, de toegenomen aanvoer van nutriënten, een kleiner neerslagoverschot en meer extreme weersomstandigheden zal er op termijn voor zorgen dat vooral eutrofiëringsverschijnselen, zowel in stromende als stilstaande wateren, op grotere schaal, meer frequent en meer intens gaan optreden (Mooij et al., 2005; Lyche-Solheim et al., 2010; Kosten 2011; Moss et al., 2011; Knoop et al., 2012; Moss 2012; Haase et al., 2012; Hoogenboom 2014). De zuurstofproblematiek zal in traagstromende en stilstaande wateren worden aangescherpt, niet enkel in de sterkst verontreinigende situaties, maar evenzeer waar de groei van ondergedoken vegetatie niet door voedingsstoffen wordt gelimiteerd (onder meer Whitehead et al., 2009). Voor verontreiniging tolerante soorten zullen bevorderd worden.

Toenemende microbiële denitrificatie zal leiden tot verhoogd nitraatverlies uit rivieren en meren wat positieve gevolgen kan hebben voor waterkwaliteit.

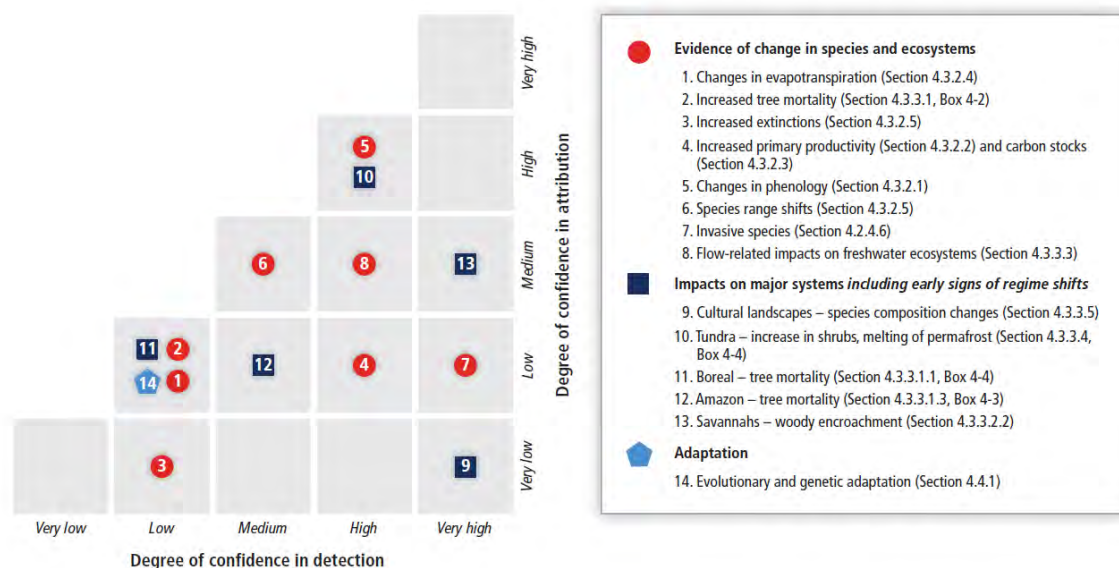
Veranderingen in thermische en/of zoutgehalte gelaagdheid verandert de vermenging van oppervlakte- en diepere waterlagen, wat dan weer een impact heeft op de toevoer van zuurstof en voedingsstoffen.

2.2.10 Verhoogde ozonconcentraties

Warmere zomers kunnen leiden tot hogere ozonconcentraties in de omgevingslucht. Dit kan leiden tot groeireducties, een fenomeen dat zich trouwens ook nu al voordoet in het huidige ozonklimaat. Emissiereductiemaatregelen hebben geleid tot een daling van de ozon piekconcentraties. Dat gaat echter niet op voor de achtergrondconcentraties, die een stijgende trend vertonen.

2.3 Biotische gevolgen

Klimaatveranderingen kunnen op verschillende vlakken effecten hebben op soorten. De best bestudeerde effecten zijn deze van temperatuurstijging op fenologie en verspreidingsverschuivingen. Anderzijds wijst monitoring van de globale primaire productie op een rechtstreekse relatie tussen de toename aan beschikbaar CO₂ en de toename in primaire productie (zie onder meer Parton et al. (1995), Cao & Woodward (1998)).



Figuur 7. Betrouwbaarheid in detectie van de verandering en toewijzing van het effect aan klimaatwijziging. (bron: Settele et al., 2014). In de x-as zien we de mate van betrouwbaarheid waarmee een effect gedetecteerd kan worden: very high wil zeggen dat het erg waarschijnlijk is dat dit effect kan waargenomen worden. De y-as geeft de mate van betrouwbaarheid aan waarmee een effect kan toegewezen worden aan klimaatwijziging. “Very low” wil zeggen dat, door allerlei interacties, dit effect niet eenduidig kan toegewezen worden aan klimaatwijziging. “Very high” wil zeggen dat onderzoek heeft uitgewezen dat dit effect wel degelijk vooral door klimaatverandering optreedt.

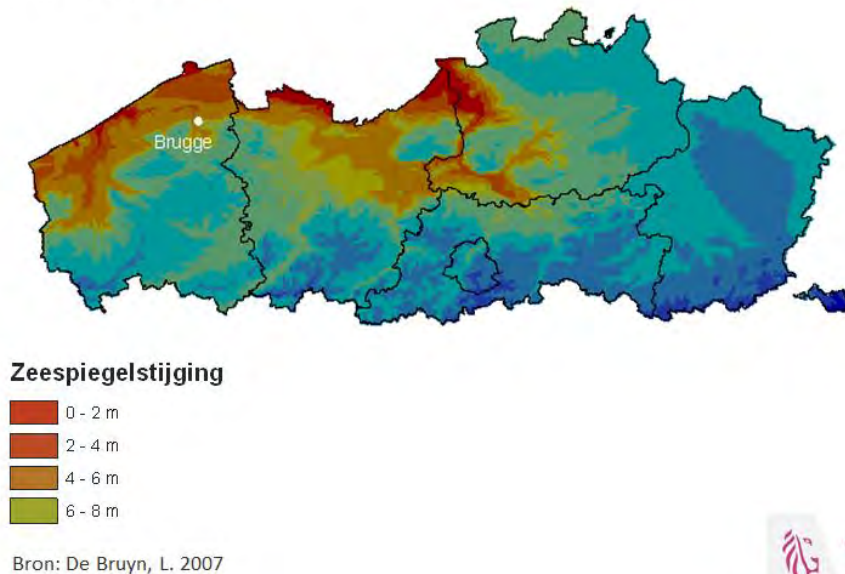
Het bestuderen van biotische klimaateffecten is niet eenvoudig: van sommige effecten bestaat een grote onzekerheid of het wel kan toegewezen worden aan klimaatwijziging. Dat kan o.a. te maken hebben met het feit dat de doorwerking van klimaatwijziging erg complex is, en dat er veel interacties zijn met andere milieudrukken. Bovendien is er vaak en erg lange reactietijden van de soorten/habitats en wordt het effect niet meteen gedetecteerd. In Figuur 7 wordt dit schematisch weergegeven.

2.3.1 Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel

Kusten en estuaria zijn dynamische omgevingen waarin zich specifieke habitats ontwikkelen naargelang het zoutgehalte, het overstromingsregime, de sedimentsamenstelling en de hydrodynamische krachten. Veranderingen in de zeespiegel zullen dan ook leiden tot verschuivingen in de relatieve oppervlakte en/of het verdwijnen van typische habitats, met wijzigingen in de omvang van het leefgebied voor soorten tot gevolg. Dit kan zowel leiden tot risico's als tot nieuwe kansen voor habitats, naargelang de leefgebieden kunnen migreren naar een nieuwe positie en/of de capaciteit bezitten om verhoogde hydrodynamische krachten te weerstaan. Als natuurlijk gevolg van hogere waterstanden zouden stranden, duinen, slikken en schorren verder landwaarts migreren. Deze migratie kan echter verhinderd worden door de plaatselijke topografie maar veelal ook door aanwezige kust- en oeververdedigingsstructuren en andere antropogene structuren. Dit fenomeen wordt in de literatuur beschreven als ‘Coastal squeeze’ (Pontee, 2013). Anderzijds fungeren diezelfde schorren en duinen zelf als natuurlijke kustverdediging en bieden ze bescherming tegen de stijgende zeespiegel en/of extreme waterstanden. Aangezien de zeespiegelstijging een geleidelijk en gestaag proces is, hebben slikken en schorren de tijd om mee te groeien met de algemene zeespiegelstijging, op voorwaarde dat de sedimentvrucht daarvoor voldoet. Temmerman et al. (2004) voorspelden dat de slikken en schorren in de Zeeschelde onder de huidige sedimentvrucht probleemloos kunnen meegroeien met de verhoging van het hoogwater. De zijdelingse uitbreidingsmogelijkheden zijn echter ontoereikend om te voorkomen dat de helling te steil wordt. In die configuratie verdwijnen er dan ook habitats door erosie onder de toegenomen stroomsnelheden. In de successie van laag slik tot hoge schor ontstaan kliffen en ontbreken de intermediaire habitats (pionier- en lage schor). In de Westerschelde zou het meegroeien van de slikken en schorren iets minder evident zijn indien de sedimentbeschikbaarheid zou dalen. In dat geval ontstaat het risico dat habitats ‘verdrinken’ (Van Braeckel et al., 2006). Extreme waterstanden en –stromingen, de zogenaamde ‘catastrophic events’, zouden dan weer de habitats wegslaan en de successie terugzetten. Daarnaast beïnvloedt de verdere landwaartse zoutindringing ten gevolge van de zeespiegelstijging ook de estuariene zoutgradiënt en veroorzaakt zo verschuivingen in de daaraan gekoppelde habitats.

In Figuur 8 is gesimuleerd tot waar de effecten van verschillende niveaus van zeespiegelstijging te voelen zouden zijn.

Zeespiegelstijging Effecten



Figuur 8. Mogelijke effecten van zeespiegelstijging (Bron: De Bruyn, 2007)

2.3.2 Veranderingen in rivierdebieten en overstromingsrisico

De rechtstreekse effecten van toegenomen overstromingen zijn algemeen bekend (zie o.a. De Nocker et al., 2007; Beumer 2009). Het ontbreekt echter algemeen (niet alleen in Vlaanderen maar ook internationaal) aan kwantitatieve gegevens over de effecten van gewijzigde overstromingskarakteristieken op habitats en soorten. Bijgevolg kunnen de effecten dan ook uitsluitend kwalitatief beschreven worden.

De Nocker et al. (2007) onderscheiden 3 groepen effecten:

- directe effecten door een langere, frequentere en diepere onderdompeling (inundatie) waardoor zuurstofstress (verdrinking) een rol kan spelen, maar ook processen als sedimentatie en erosie spelen hier;
- indirecte effecten door aanvoer van nutriënten (eutrofiëring) via sedimentatieprocessen (zie 2.2.5.1 Eutrofiëring);
- temporele: niet elk ecoysteem herstelt zich even snel van overstroming.

Deze effecten kunnen zich vervolgens uiten in een wijziging in vegetatietypes, zeker als de toename van de overstromingen zich situeert in het zomerhalfjaar. Dat is immers de 'fysiologisch actieve periode' van de vegetaties en de samenstellende plantensoorten.

Mesofiele graslanden evolueren in geval van stijgende milieudynamiek naar grote vossenstaartgrasland (vooral op zandleem, leem en kleibodem), zilverschoongrasland en grote zeggen/of rietlandvegetatie. Bij grondwatergebonden vegetaties (bv. dottergraslanden) zijn dit zilverschoongrasland en grote zeggen/of rietlandvegetaties.

Voor zover bekend zijn de directe effecten van een toegenomen overstromingsfrequentie, -duur en -diepte op de natte ruigten veel kleiner tot verwaarloosbaar. Er is in bestudeerde gebieden tot op heden geen meetbaar effect vast te stellen op de vegetatietyologie (De Becker & De Bie, 2013).

2.3.3 Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel

Voor een aantal vegetaties, de grondwatergebonden vegetaties, is een welbepaald grondwaterregime voor het ontwikkelen en overleven van deze vegetaties van cruciaal belang. Het is een zogenaamde sturende standplaatseigenschap. Met name de hydrologische variabelen gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) blijken erg belangrijk (Huybrechts et al., 2000; Runhaar et al., 1997).

De Becker et al. (1999), Callebaut et al. (2007) en Raman et al. (2014) geven voor grondwatergebonden vegetaties specifieke bereiken op. Wanneer, als gevolg van toegenomen evapotranspiratie, de GLG's dalen tot onder de minimale waarden voor de respectievelijke habitattypes, dan heeft dat het verdwijnen van het habitatype tot gevolg. Zelfs een

daling binnen het bereik kan tot een achteruitgang of verdwijnen leiden ten gevolge van de indirecte effecten van verdroging (zie hoger) of wanneer de kwaliteit van het grondwater wijzigt (bv. wanneer in de wortelzone de invloed van basenrijk grondwater vermindert t.o.v. zuur regenwater) (o.a. Grootjans et al., 1988; van der Hoek & Braakhekke, 1997).

2.3.4 Fysiologische effecten van klimaatverandering

2.3.4.1 Dieren

Binnen het tijdsbestek van deze studie is het niet mogelijk om alle gewervelden te behandelen. Onderstaande paragrafen geven een idee van mogelijke fysiologische processen die beïnvloed worden door klimaatveranderingen.

Wat betreft **amfibieën** zijn de effecten van klimaatveranderingen in het algemeen zeer complex; er is een wisselwerking van directe en indirecte factoren. Blaustein et al. (2010) stellen dat wijzigingen in temperatuur en neerslagregimes onder andere een directe impact zullen hebben op voortplanting, ontwikkeling, foerageergedrag of voedselbeschikbaarheid, dispersie en gevoeligheid voor of toename van ziektes, vermits ook heel wat fysiologische processen hierdoor gestuurd worden. Wat voortplanting betreft kan het gaan om veranderingen in fenologie (timing) of genderdeterminatie (wijziging in ♀-♂ verhouding), maar warmere temperaturen leiden ook tot minder opgeloste zuurstof in aquatische milieus. Wat vervolgens de ontwikkeling van eieren en larven negatief kan beïnvloeden. Of onder droge en hete condities zoeken amfibieën refugia op en verminderen hun activiteit (minder voedselopname, minder reproductie, minder dispersie, minder gene flow tussen lokale populaties). Wanneer de winters warmer en korter worden, verkort ook de overwinteringsperiode bij padden (Reading 2007). Het is echter nadelig dat padden gemakkelijker wakker worden bij stijgende wintertemperaturen. Door afwisselend te slapen en te ontwaken verspillen ze energie. Het blijkt dat ook vrouwtjes van de gewone pad een minder goede lichaamsconditie hebben en minder eieren produceren na mildere winters. Indirect spelen habitatverlies of –ongeschiktheid (uitdroging van poelen, eutrofiëring, algenbloei), wijziging in de voedselketen, verspreiding van amfibieënziektes, competitie tussen soorten (o.a. invasieve exoten)... een rol.

Aangezien **vissen** poikilotherme⁵ organismen zijn, spreekt het voor zich dat ook binnen deze groep fysiologie, gedrag en voortplanting sterk beïnvloed worden door de watertemperatuur. Hoewel sommige vissen aanpassingen hebben om de lichaamswarmte beter vast te houden en warmteverlies te verminderen, functioneren de meeste soorten optimaal bij een welbepaalde watertemperatuur. Daarenboven hebben wijzigingen in zuurstofbeschikbaarheid en een wijzigende nutriëntenhuishouding onder invloed van stijgende oppervlaktewatertemperaturen eveneens een impact. Deze impact situeert zich op schaal van het organisme. Zo zullen bijvoorbeeld grotere vissen eerder last ondervinden van een dalende zuurstofbeschikbaarheid vermits zij in het algemeen meer zuurstof nodig hebben. Eurytherme vissoorten profiteren dan weer van een temperatuurstijging en dat leidt tot betere groei en meer reproductie, mits er voldoende voedsel aanwezig is. Naast watertemperatuur kunnen ook debietwijzigingen een impact hebben. Vooral voor soorten die sterk aangepast zijn aan een zekere stroomsnelheid kan aanhoudende droogte, met een lager debiet als gevolg, een probleem vormen. Waar mogelijk worden ongeschikte locaties vermeden en gebeurt er een migratie naar nog wel geschikte habitats. Het beschikbaar foerageer- en reproductiehabitat kan hierdoor afnemen. Veranderingen in groei, reproductie, mortaliteit en actieve dispersie kunnen vervolgens effecten resulteren op populatieniveau. Verschillende fysiologische responsen van organismen van verschillende trofische niveaus leiden ten slotte in veranderingen op ecosysteemniveau (Pörtner & Peck, 2010).

Voor **vogels** zal de klimaatverandering vooral een impact hebben op de fenologie (bv. vervroeging van trek, eileg, zie 2.3.6.1.4) en het verspreidingsareaal (zie 2.3.6.2.2). Maar klimaatfactoren kunnen ook een direct effect hebben, zowel in positieve als negatieve zin. Voor veel vogelsoorten leidt een warm voorjaar tot betere broedresultaten.

Winteroverstromingen bijvoorbeeld, hebben een invloed op broedende weidevogels. Positieve effecten zijn:

- Bij een hoge waterstand bij aanvang van het broedseizoen zijn ook hogere laantjes, depressies en poelen waterhoudend, wat grotere delen van het gebied geschikt maakt om te foerageren.
- De bodem is veel zachter en meer doorweekt in het voorjaar wat gunstig is voor soorten als watersnip.
- De vegetatie is dan korter in het voorjaar (gunstig voor soorten als Kievit).
- Natte gebieden zijn minder aantrekkelijk voor grondpredatoren.

Het belangrijkste negatieve effect is dat de densiteiten aan macro-invertebraten (vnl. aardwormen) aanzienlijk lager zullen liggen in gebieden die onder water staan. Bij aanhoudende droogte vormt voedselbeschikbaarheid ook een probleem: regenwormen trekken zich terug tot onbereikbare diepte voor vogelsnavels en de bodem wordt minder doordringbaar voor

⁵ De lichaamstemperatuur wisselt met die van de omgeving.

vogelsnavels. Zware neerslag tijdens het broedseizoen houdt risico's in voor het succes van broedpogingen of de overleving van kuikens.

Voor overwinterende vogels kunnen zachtere winters en meer winterse overstromingen een positief effect hebben. Er is minder kans op (of minder lang) sneeuwbedekking, ijsbedekking van het water, wat een hogere voedselbeschikbaarheid met zich meebrengt (Besse-Lototskaya et al., 2011).

Voor laatbroedende soorten kan veel neerslag in het voorjaar positief zijn, omdat er dan niet of pas laat gemaaid kan worden. Overstromingen resulteren ook in een gevarieerde dichtheid en hoogte van de vegetatie. Deze condities, ongemaaide eerder ijle vegetaties van hoge grassen zijn optimaal voor soorten van extensief, weinig bemeste percelen. Voor andere soorten zijn winterse overstromingen noodzakelijk om de vegetatietypes (vooral grote zeggenvegetaties) waarin ze broeden, te behouden of te laten ontwikkelen. Een zekere overstromingsdynamiek zorgt er tevens voor dat er natte slikrandjes langs het water blijven bestaan, waar er gefoerageerd kan worden. Voorwaarde is wel dat het peil tijdens het broedseizoen niet teveel mag schommelen (Van Uytvanck & Goethals, 2014).

Newman & Macdonald (2013) onderkennen een aantal klimaatafhankelijke risicofactoren die mogelijk **landzoogdieren** zullen beïnvloeden, waarbij niet vergeten mag worden dat klimaateffecten ook interageren met andere factoren zoals habitatverlies, ziektes, competitie met invasieve soorten, ... Als belangrijkste gevolgen worden voedselbeschikbaarheid, impact op de warmteregulatie en habitatwijzigingen aangestipt, waarbij in feite enkel warmtestress direct voortvloeit uit stijgende winter- en/of zomertemperaturen. Voor details wat betreft de impact op verschillende diertaxa (knaagdieren, vleermuizen, insectenetters, konijn, haas, hoefdieren en carnivoren) wordt best teruggegrepen naar bovenvermelde referentie en de hierin geciteerde publicaties.

Zoals reeds eerder vermeld kan door wijzigingen in de fenologie voedselbeschikbaarheid een probleem vormen. Langs de andere kant zullen mildere winters en langere zomers zorgen voor een hogere primaire productie (zie onder meer Parton et al., 1995), tenzij bij lange droogte. Hoger primaire productie is positief voor herbivore zoogdieren (veel knaagdieren, konijn, haas en bv. hert). In warmere winters, met minder vorst, is er ook een hoger aanbod aan ongewervelden. Insectivoren (bv. spitsmuis, egel, mol en vleermuizen) kunnen hiervan profiteren. Drogere zomers zorgen daarentegen voor een lagere beschikbaarheid van bijvoorbeeld regenwormen. En extreme of persistente regenval kan het aantal vliegende insecten gevoelig doen dalen. Of overstromingen hebben een negatieve impact op de levenscyclus van ongewervelden doordat eitjes of andere levensstadia 'verdrinken'. Carnivore soorten zijn op hun beurt dan weer afhankelijk van herbivore of insectivore soorten.

Directe klimatologische factoren zullen vooral een rol spelen in gevoelige perioden zoals paar-, draag- of speentijd. Of tijdens de winterslaap. Te hoge wintertemperaturen maken dat soorten die een winterslaap doen, bv. vleermuizen, hun metabolisme niet voldoende kunnen onderdrukken om zo energie te besparen. Hun vetreserves worden sneller opgebruikt. Warmere winters bevoordelen langs de andere kant de vruchtbaarheid van grotere soorten, zoals hert of das, en verhogen de overlevingskansen en ontwikkeling van hun jongen. Kleinere, jonge of kortlevende dieren zijn over het algemeen kwetsbaarder voor temperatuurgelateerde stress dan grote, volwassen of langlevende exemplaren. Hetzelfde geldt voor specialisten versus generalisten. De mogelijke effecten op populatieniveau zijn moeilijk in te schatten vermits de populatiedynamica ook afhankelijk is van tal van andere factoren.

Onder invloed van wijzigende klimaatomstandigheden kunnen habitatlocaties ongeschikt worden, rechtstreeks of onrechtstreeks. Afhankelijk van het feit of binnen het dispersiebereik andere geschikte locaties aanwezig zijn, zullen soorten zich kunnen handhaven. Hier spelen habitatfragmentatie of het verlies van habitatlocaties door andere processen ook een grote rol.

Een belangrijk onderscheid binnen de diersoorten is de mate waarin zij zich evolutionair kunnen aanpassen aan veranderende milieuomstandigheden (aanpassing onder adaptieve druk). Trends in deze verandering induceren normalerwijze selectiedruk bij soorten, waardoor ze zich onder invloed van natuurlijke selectie aanpassen aan die veranderende omstandigheden. De generatietijd, maar ook mutatiesnelheden in het algemeen, en derhalve mutatiesnelheidsbepalende omstandigheden (bvb. hogere mutatiesnelheden in de tropen dan in de gematigde streken) bepalen mede de intrinsieke mogelijkheden tot aanpassing. Soorten met een korte generatietijd (bacteriën, eencellige organismen, eenvoudig gestructureerde meercellige organismen, maar bv. ook grote aantallen insectensoorten met korte generatietijd en groot nakomelingschap) zijn daarbij in het voordeel ten opzichte van soorten met een lange generatietijd en per generatie proportioneel klein nakomelingschap. Groter zoogdieren, vogels, gewervelden in het algemeen zullen derhalve in het nadeel zijn ten opzichte van andere taxa.

2.3.4.2 Planten

De meest directe en kwantitatief belangrijkste oorzaak van klimaatverandering is de gestage toename van het broeikasgas CO₂ in de atmosfeer. De huidige CO₂-concentraties zijn suboptimaal voor maximale fotosynthese, toename ervan zal derhalve leiden tot een algemene toename aan primaire productie, met onder meer gevolgen voor primaire en secundaire consumenten (herbivoren, en op hun beurt carnivoren, enz.) (zie verder voor een differentiatie tussen C3- en C4-planten). Op soortsniveau zullen met name temperatuursveranderingen (in de gematigde streke met name in de minimum temperaturen in het ongunstige seizoen), neerslagverhoudingen, en de interacties tussen beide een rol spelen.

Het genetische verhaal bij de diersoorten gaat uiteraard ook op bij plantensoorten (en bij uitbreiding andere taxa, zoals fungi). Vaak laatsuccessieve, overblijvende plantensoorten (K-strategen) met een lange generatietijd, en derhalve trage evolutionaire aanpassingssnelheid (bvb. houtige gewassen, maar ook heel wat langlevende kruidsoorten, zoals oud-bosplanten, soorten van stabiele heischrale graslanden (zie bv. Mergeay, 2013), gebergtesoorten (Dullinger et al., 2012), ...; S- en veel C-strategen sensu Grime (1979) zullen daarbij gevoeliger zijn dan eenjarige, efemere vroegsuccessieve soorten (pioniers, r-strategen of "ruderals" sensu Grime (1979), waarvan verwacht mag worden dat ze zich in het algemeen sneller evolutionair kunnen aanpassen aan veranderende (klimaat)omstandigheden die adaptieve druk veroorzaken. Essl et al. (2015) waarschuwen reeds in algemene termen voor de veelal vertraagde reactie van soorten op veranderingen in hun fysische en biotische omstandigheden, waaronder klimaatverandering en de ermee geassocieerde variabelen, waardoor de huidige toestand vaak een vals beeld geeft van de toekomstperspectieven van de nu nog aanwezige soorten en gemeenschappen.

Veel fysiologische processen in planten hebben bepaalde optima wat betreft temperatuur en (lucht)vochtigheid. Bijgevolg zullen klimaatwijzigingen deze processen op directe wijze beïnvloeden. Over het algemeen zal bij stijgende temperaturen de biomassaproduktie toenemen, zolang een maximumtemperatuur niet overschreden wordt en voor zover water geen limiterende factor vormt. Het is echter onduidelijk in hoeverre plantengroei in Europa echt direct door temperatuur gelimiteerd is, voor wat betreft die maximumtemperatuur. De minimumtemperatuur in de winter, met name vorst, is wel bepalend voor de groei en verspreiding van veel soorten (Besse-Lototskaya et al., 2011). Langs de andere kant hebben sommige plantensoorten een soort 'winterprik' nodig om bepaalde biochemische processen in gang te zetten. Bij gebrek hieraan kan de fenologie vertragen. Wijzigende temperaturen en bodemvochtigheid kunnen ook een invloed hebben op de levensduur van zaadbanken, waarbij eerder vocht bepalend is.

De combinatie van droogte en temperatuurstijging (warmere zomertemperaturen, aanhoudende droogte) geeft aanleiding tot een samenspel van verschillende biochemische effecten. Een lage waterbeschikbaarheid en hoge verdamping maakt dat de huidmondjes langer gesloten blijven, wat impact heeft op de fotosynthese, transpiratie en het koolhydraatmetabolisme van de cel. Transpiratie en het C-metabolisme worden bovendien beïnvloed door de CO₂-concentratie in de lucht via de invloed op de stomatale geleidbaarheid. Ook de balans tussen stikstofvastlegging en -mineralisatie wijzigt bij een lage waterbeschikbaarheid en hogere temperaturen (Andresen et al., 2010). Hieruit volgt een falen in de osmotische spanning van de plantencel, de hydraulische conductiviteit, het floëemtransport... met eventueel plantenmortaliteit als gevolg (Mc Dowell et al., 2011). Er ontstaat ook een koolstof- en watertekort voor herstelprocessen, reproductie of verdediging tegen agentia of pathogenen.

Hoewel bij hogere temperaturen de biomassa toeneemt, leidt de combinatie van hoge dagtemperaturen en een lage waterbeschikbaarheid dan weer tot een afname van groei en een versterkte mineralisatie. De aanvankelijk toegenomen biomassa heeft een hogere waterconsumptie en bij hogere temperaturen stijgt de evapotranspiratie. Dit is de som van de waterafgifte door de bodem (evaporatie) en de vegetatie (via transpiratie) aan de atmosfeer. Doordat bodem en planten meer water verdampen, neemt de droogtestress nog toe. In deze omstandigheden zullen echter snelgroeïende C4-planten, omwille van hun aangepast metabolisme, een selectief voordeel hebben (White et al., 2001).

Hogere temperaturen zorgen ook voor een verhoogde productie van biogene vluchtige organische componenten (BVOC's) zoals isopreen, terpenen en fytohormonen. Deze stoffen spelen o.a. een rol in de verdediging tegen herbivore insecten, in de pollinatie en communicatie. Toegenomen CO₂-concentraties zouden dan weer de synthese van sommige BVOC's onderdrukken, maar waarschijnlijk zou dit effect lager zijn dan het temperatureffect. Voor planten die aan C3-fotosynthese doen zal een stijging van CO₂ leiden tot een hogere fotosynthese, wat dan weer aanleiding geeft tot een hoger primair metabolisme. De plant maakt meer oplosbare suikers, zetmeel en de C/N ratio in het blad wijzigt. De bladeren bevatten minder stikstof, nectar bevat meer suikers. Wat dan weer impact zal hebben op bv. herbivore insecten. Dit effect zou nauwelijks meespelen bij C4-planten (DeLucia et al., 2012).

Door een gewijzigde concentratie aan aerosolen in de atmosfeer veranderen zowel de hoeveelheid zonnestraling die de aarde bereikt als de verhouding directe vs. diffuse straling. Bij een constante totale straling zorgt een verhoogde fractie

diffuse straling theoretisch voor een verhoogde netto fotosynthese, omdat een kleinere fractie van het vegetatiedak lichtverzadigd is. Hierdoor wordt de fotosynthese meer licht-efficiënt (op canopy-schaal) (Settele et al., 2014).

Daarnaast spelen ook nog indirecte effecten een rol. Zo kan een temperatuurstijging bijvoorbeeld aanleiding geven tot een snellere groei, dichtere vegetaties, waarin dan lichtminnende soorten weggeconcentreerd worden (Ozinga et al., 2007).

2.3.5 Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring

De effecten van eutrofiëring en verzuring vormen een van de belangrijkste bezorgdheden i.v.m. de invloed van de klimaatwijziging, en ze zijn niet los te koppelen van reeds bestaande milieudrukken. Voor de verschillende biotopen zal het effect van eutrofiëring zich in de eerste plaats uiten in een verhoogde biomassa-productie, als waterbeschikbaarheid geen beperkende factor is. In alle milieus zullen de competitiepatronen wijzigen. Competitieve soorten, zoals bv. grassen zullen bevoordeeld zijn ten opzichte van soorten van meer voedselarme milieus. Ook in oppervlaktewateren zal eutrofiëring aanleiding geven tot gewijzigde competitieverhoudingen en de opkomst van nieuwe, beter aangepaste soorten.

Verzuring heeft een effect op de mineralenbalans in de bodem. Afhankelijk van de tolerantie van de habitatspecifieke soorten zal de soortensamenstelling van vegetaties wijzigen.

2.3.6 Wijziging in soortensamenstelling

2.3.6.1 *Verschuivingen in seizoensgebonden activiteiten*

Door verhoogde temperaturen wordt het sneller warm in de lente en blijft het langer warm in de herfst zodat temperatuurgebonden activiteiten zoals het botten van veel boomsoorten, het uitsluipen van insecten of de paddentrek vroeger in de lente voorkomen. Gelijkaardige verschuivingen kunnen ook in de herfst plaatsvinden waardoor ook het volledige groeiseizoen langer wordt. Parmesan & Yohe (2003) maakten een review van meer dan 800 studies over meer dan 1000 soorten. Ecologische veranderingen in seizoensgebonden activiteiten en de verspreiding van soorten vinden plaats in alle goed onderzochte mariene, zoetwater- en terrestrische ecosystemen. Soorten met een beperkte verspreiding en dispersiecapaciteit, vooral die van polaire gebieden en bergtoppen, vertonen een sterke afname in hun verspreiding. Het is ook in die groep dat de eerste extinctions plaatsvonden ten gevolge van de recente klimaatverandering. Tropische koraalriffen en amfibieën worden het sterkst negatief beïnvloed door opwarming. Ook bij ons zijn er studies die verschuivingen in de seizoensactiviteit aantonen.

2.3.6.1.1 Vliegseizoen dagvlinders

In functie van het natuurrapport (NARA) van 2007 werd een analyse uitgevoerd voor de vliegperiode van de dagvlinders (Tabel 1, De Bruyn et al., 2007).

Tabel 1. Lijst van de onderzochte dagvlindersoorten

Soorten met één vliegperiode per jaar	bruin zandoogje, eikenpage, geelsprietdikkopje, groentje, groot dikkopje, heivlinder, koevinkje, oranje zandoogje, oranjetip, zwartsprietdikkopje
Soorten met twee vliegperiodes per jaar	boomblauwtje, bruin blauwtje, citroenvlinder, groot koolwitje, icarusblauwtje, klein geaderd witje, klein koolwitje, kleine vos, kleine vuurvlinder, koninginnenpage, landkaartje
Soorten met drie vliegperiodes per jaar	argusvlinder, bont zandoogje, dagpauwoog, gehakkelde aurelia, hooibeestje

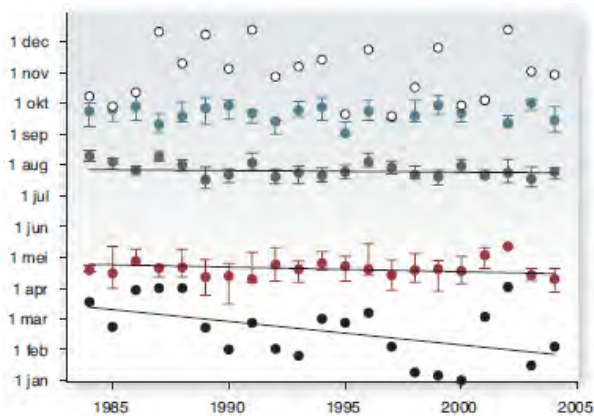
Van de 10 onderzochte soorten die slechts één vliegperiode per jaar bezitten waren er acht waarbij een vervroeging optrad van de eerste waarneming en/of waarbij de ganse vliegperiode vervroegde in het seizoen. Voor twee soorten was er geen verandering (Tabel 2). Voor de soorten met twee vliegperiodes waren er vijf van de 11 waarvan de eerste vliegperiode vervroegde, twee waarbij een verlatting werd opgetekend en vier waarbij geen verandering plaatsvond. De tweede generatie vervroegde voor drie soorten, voor zes soorten vlogen de dieren later en voor twee soorten was er geen verandering. Voor de soorten met drie vliegperiodes ten slotte vervroegde de eerste periode voor drie van de vijf soorten en was er voor twee soorten geen verandering. Voor de tweede vliegperiode vervroegden ook drie soorten, was er voor één soort een verlatting en veranderde er niets voor één soort. De derde vliegperiode vervroegde nog voor één soort en er was geen verandering voor de overige vier soorten. Nog een interessant gegeven is dat voor de argusvlinder de tweede vliegperiode vooruitschoof gedurende de studieperiode. Er was pas een derde vliegperiode vanaf 1989. Mogelijk was de

duur van het totale vliegseizoen voor die soort op dat moment lang genoeg geworden zodat een derde generatie mogelijk werd.

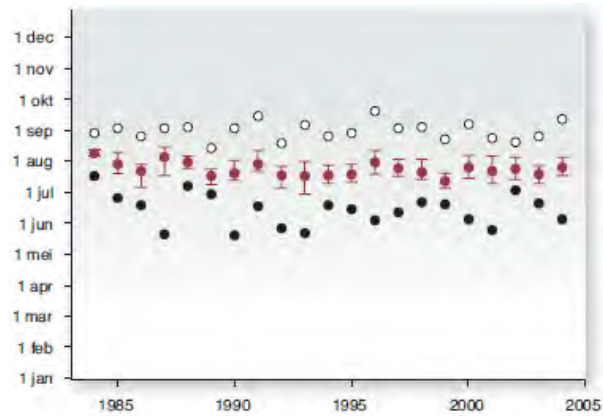
De grootste verschuiving in de lente werd opgetekend voor de dagpauwoog (Figuur 9). Die soort kwam gemiddeld 2,4 dagen per jaar vroeger te voorschijn. Dat is een verschuiving van 48 dagen over 20 jaar. Voor de 26 soorten vervroegde de lenteactiviteit gemiddeld met 0,7 dagen per jaar (of 14 dagen over 20 jaar). De grootste verschuiving in de herfst werd opgetekend voor het bruin blauwtje (Figuur 9). De soort bleef gemiddeld per jaar 3,3 dagen langer rondvliegen. Dat is 65 dagen over 20 jaar! Vermits ze ook een vervroeging in de lente kent van gemiddeld 1,5 dag per jaar (31 dagen over 20 jaar) is de totale vliegperiode van de soort ongeveer drie maand langer geworden gedurende de laatste 20 jaar.

Tabel 2. Veranderingen in vliegperiode tussen 1984 en 2004 voor 26 dagvlindersoorten (Bron: De Bruyn et al., 2007)

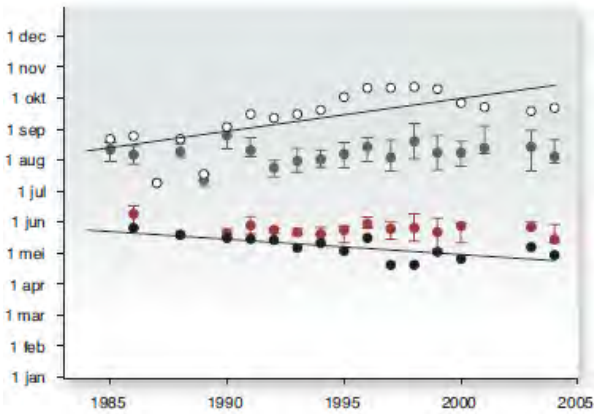
	Vliegperiode	Vervroegd	Verlaat	Geen verandering
Eén generatie	Generatie 1	8		2
Twee generaties	Generatie 1	5	2	4
	Generatie 2	3	6	2
Drie generaties	Generatie 1	3		2
	Generatie 2	3	1	1
	Generatie 3	1		4



Dagpauwoog: grootste vervroeging in lente



Zwartsprieddikkopje: geen verandering



Bruin blauwtje: Grootste uitbreiding vliegseizoen

Figuur 9. Enkele voorbeelden van seizoensgebonden verschuivingen in de vliegperiodes van dagvlinders (Bron: De Bruyn et al., 2007).

2.3.6.1.2 Vliegseizoenen libellen

In functie van het NARA 2007 werd een analyse uitgevoerd voor de vliegperiode van de libellen (Tabel 3). Van de 26 soorten waren er acht waarvan de eerste waarneming vervroegde over de 22 jaar (Tabel 4). Voor 18 soorten werd geen verandering opgetekend. Bij 11 soorten schoof ook de gemiddelde piekvliegperiode vooruit in het seizoen, bij twee was er een verlating

in het seizoen en voor 13 soorten was er geen verandering. De laatste waarneming per soort gebeurde later voor vijf soorten en bleef onveranderd voor de overige 21 soorten.

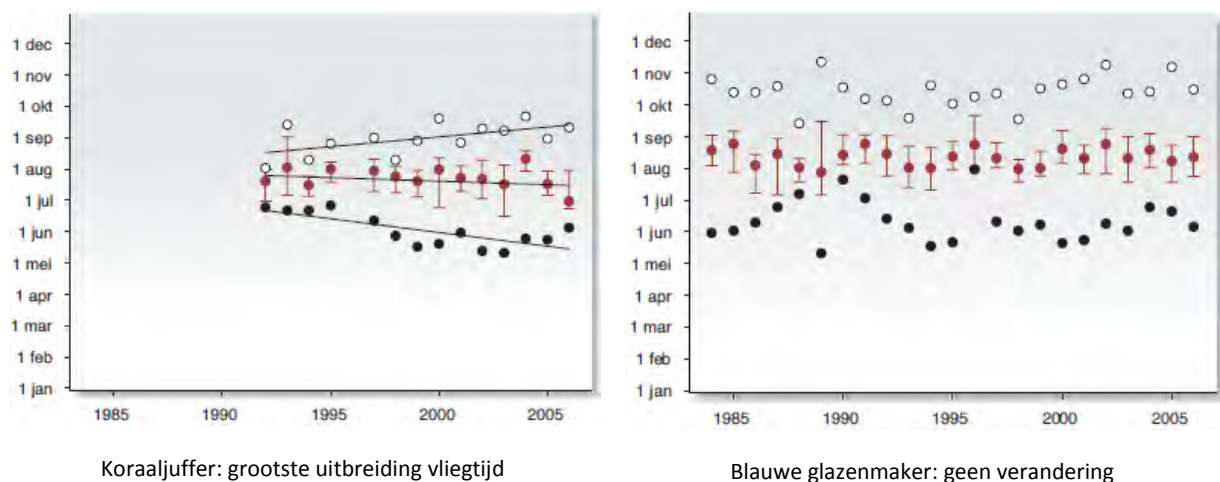
Tabel 3. Lijst van de onderzochte libellensoorten (bron: De Bruyn et al., 2007).

azuurwaterjuffer, blauwe glazenmaker, bloedrode heidelibel, breedscheenjuffer, bruine glazenmaker, bruinrode heidelibel, geelvlekheidelibel, gewone oeverlibel, gewone pantserjuffer, grote keizerlibel, grote roodoogjuffer, houtpantserjuffer, kleine roodoogjuffer, koraaljuffer, lantaarntje, paardenbijter, plasrombout, platbuik, smaragdlibel, steenrode heidelibel, viervlek, vuurjuffer, vuurlibel, watersnuffel, weidebeekjuffer, zwarte heidelibel

Tabel 4. Veranderingen in vliegperiode tussen 1984 en 2006 voor 26 libellen soorten (Bron: (De Bruyn et al., 2007)).

Vliegperiode	Vervroegd	Verlaat	Geen verandering
Eerste waarneming	8		18
Volledige vliegperiode	11	2	13
Laatste waarneming		5	21

De grootste verschuiving in de lente werd opgetekend voor de koraaljuffer (alleen gegevens beschikbaar vanaf 1992) (Figuur 10). Die soort kwam gemiddeld 2,7 dagen per jaar vroeger tevoorschijn. Dat is een verschuiving van iets minder dan 41 dagen over de 15 jaar die geanalyseerd werden. Gemiddeld genomen voor de 26 soorten schoof de lenteactiviteit met 0,7 dagen per jaar (of 16 dagen over 23 jaar) naar voor. De grootste verschuiving in de herfst werd ook opgetekend voor de koraaljuffer. Ze bleef gemiddeld per jaar 1,9 dagen langer rondvliegen. Dat is 29 dagen over 15 jaar. De totale vliegperiode van de soort is dus meer dan drie maand langer geworden gedurende de laatste 23 jaar. Gemiddeld over de 26 soorten verlaatte de laatste waarneming 0,7 dagen per jaar (16 dagen over 23 jaar).



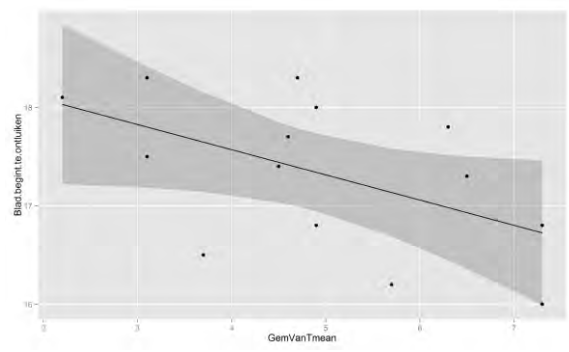
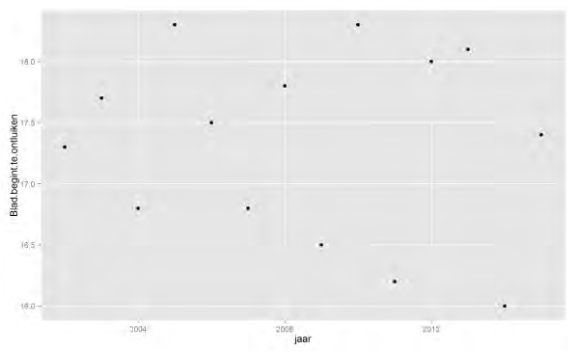
Figuur 10. Enkele voorbeelden van verschuivingen in de vliegseizoenen van libellen.

2.3.6.1.3 Groeiseizoen bij bomen

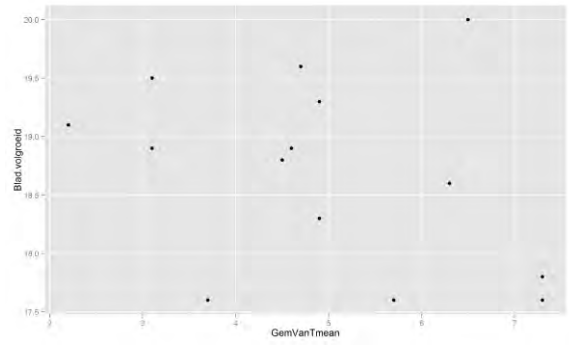
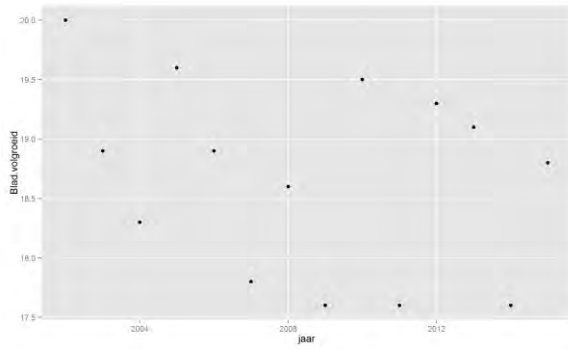
Bladontplooiing beuk en eik

Sinds 2002 volgt het INBO jaarlijks de fenologische activiteiten (bloei, bladontplooiing en bladval) van eik (Meerdaalwoud) en beuk (Zoniënwoud) op. Voor zowel beuk als eik komen de bomen vroeger in blad als de lentetemperatuur hoger is (Figuur 11). Er is schijnbaar ook een trend waar te nemen over de studieperiode dat bladgroei bij beuk in de loop der jaren vervroegd is, alsook de aanvang van de bladgroei in eik, maar geen van de trends zijn significant. Onderzoek in het buitenland heeft wel al aangetoond dat het in blad komen bij eik vervroegd is tussen 1950 en 2000.

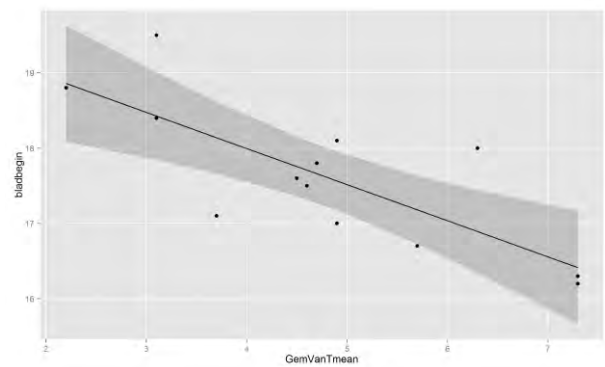
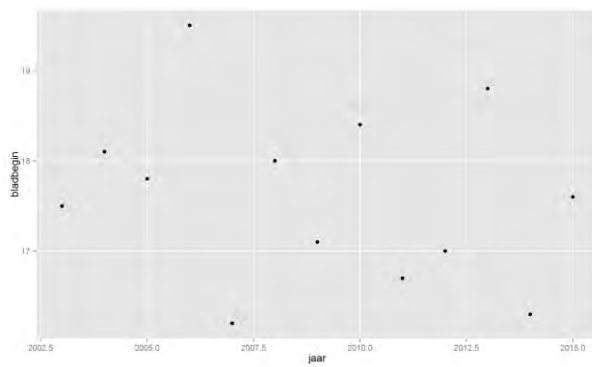
BEUK



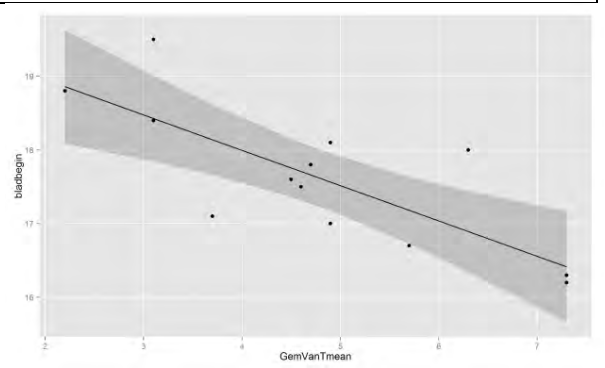
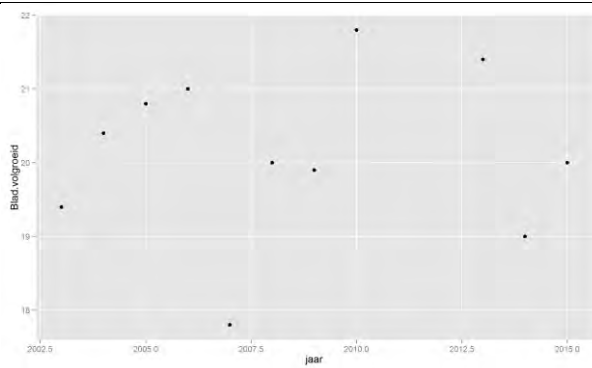
P: 0,053



EIK

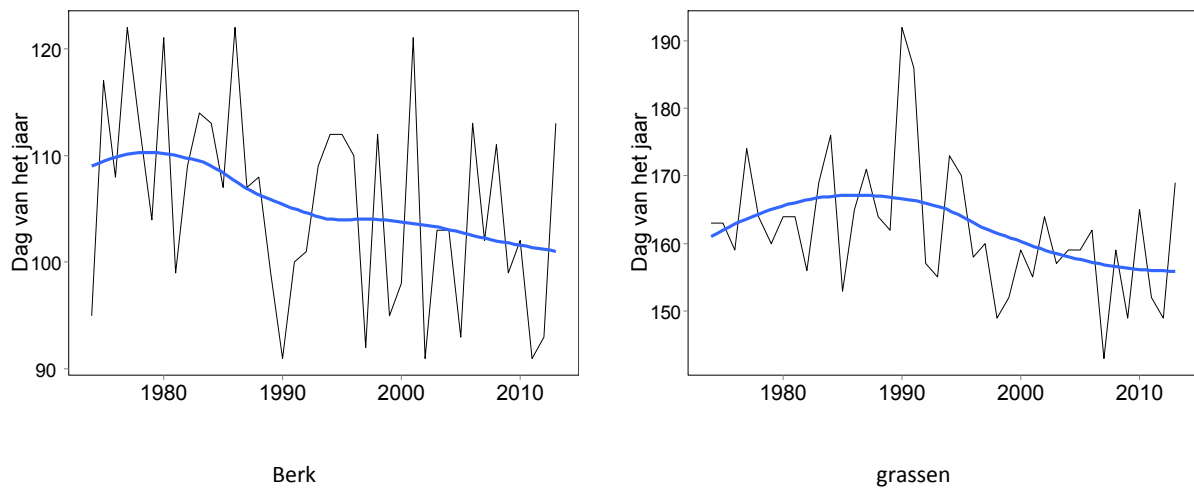


p: 0,0017



p: 0,00143

Figuur 11. Bladontwikking van beuk en eik. Links: verloop over jaren, Rechts: relatie met temperatuur (Bron: NARA-indicator 2015 (in voorbereiding))



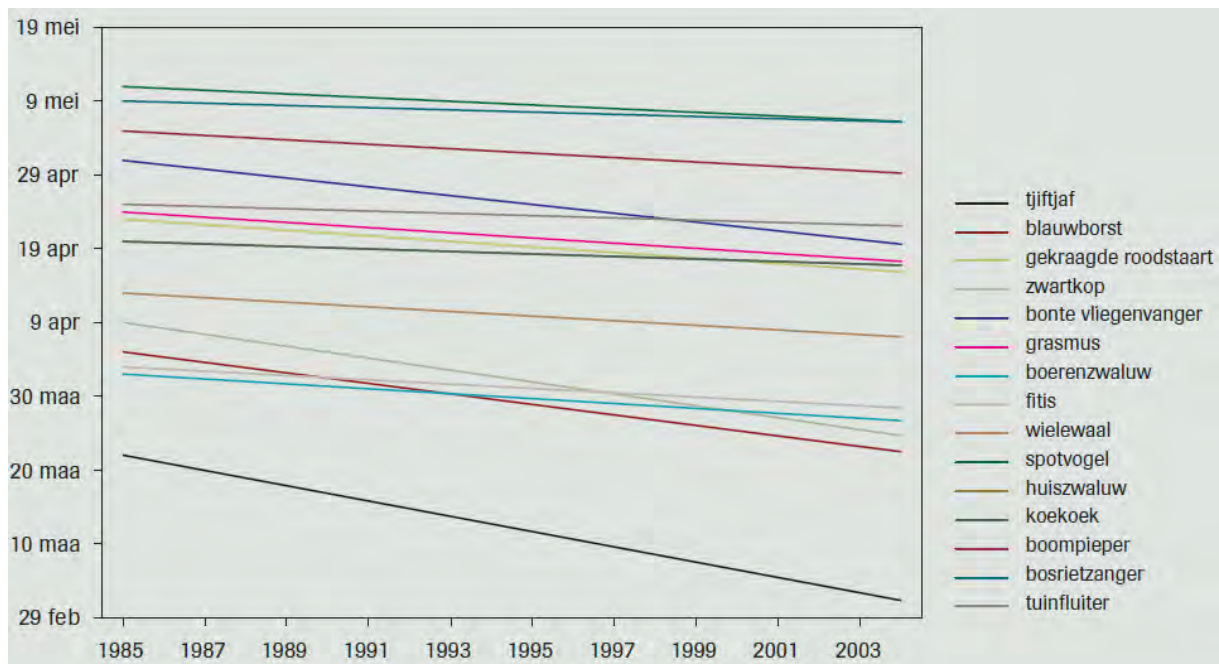
Figuur 12. Stufmeelproductiepiek van berk en grassen (brongegevens: Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid).

Stufmeelproductie bij berk en grassen

Sinds 1974 wordt door het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid de concentratie aan berkenstufmeel en diverse grassen in de lucht opgemeten te Ukkel. Wanneer de dag met de hoogste stufmeelconcentratie van berk en diverse grassen (= piekmoment), uitgezet wordt over de tijd, blijkt dat de piek van jaar tot jaar heel grote schommelingen vertoont (Figuur 12). Uit de trend van het vijfjaarlijkse gemiddelde van de berk, blijkt er echter een duidelijke vervroeging te zijn over de jaren heen. Voor deze boomsoort blijkt de piek in de periode 1975-1985 te vallen rond 21 april, terwijl die in de periode 1995-2011 meer dan een week vroeger valt. De laatste 10 jaar blijkt die ongeveer gelijk te blijven. Ook uit de trend van het vijfjaarlijkse gemiddelde van de grassoorten, blijkt er een duidelijke vervroeging te zijn over de jaren heen. De piek blijkt in de periode 1975-1985 rond 8 juni te vallen, terwijl die in de periode 1995-2011 ongeveer een week vroeger valt. Uit de statistische trendanalyse blijkt dat in de periode 1975-2011 voor zowel de berk als de grassoorten de jaarlijkse piek met één derde van een dag per jaar vervroegt.

2.3.6.1.4 Verandering aankomstdatum bij organismen die trekken

Heel wat vogelsoorten trekken tijdens de wintermaanden naar warmere oorden in het zuiden. In de lente komen ze dan terug naar onze contreien. (Leysen and Herremans 2004) onderzochten de gemiddelde eerste aankomstdatum van 15 trekvogels tijdens de laatste 20 jaar (Figuur 13). Daaruit blijkt dat het gemiddelde van de eerste aankomstdatum voor de 15 soorten tussen 1985 en 2004 vervroegd is met 7,63 dagen (of 0,45 dagen per jaar). Het grootste verschil werd opgetekend voor tjiptjaf (20 dagen of 1,16 dagen/jaar). Het kleinste voor bosrietzanger (3 dagen of 0,17 dagen/jaar).



Figuur 13. Evolutie van de gemiddelde eerste aankomstdata in Vlaanderen bij 15 vogelsoorten tussen 1985 en 2002 (brongegevens: Leysen & Herremans 2004).

2.3.6.1.5 Gevolgen van fenologische verschuivingen

Dat soorten hun activiteiten verschuiven in de tijd, of juist niet verschuiven, hoeft op zich geen probleem te vormen. Het wordt echter wel een probleem wanneer hun seizoenale activiteiten niet meer gesynchroniseerd zijn met andere elementen die nodig zijn in hun levenscyclus, of wanneer ze hierdoor blootgesteld worden aan nieuwe, negatieve elementen.

Bij trekvogels bijvoorbeeld, hebben we gezien dat ze vroeger aankomen in de lente. Cijfers uit 20 Europese landen en uit Vlaanderen tonen echter aan dat trekvogels die de winter in Afrika doorbrengen sterk in aantal afnemen (Lemoine et al., 2007). Eén van de belangrijke oorzaken is een foutieve timing. Ze komen amper één of twee weken vroeger aan waardoor ze te laat zijn om hun broedsel te synchroniseren met de vervroegde voedselpiek (zie onder meer Both & Visser, 2001). Soorten die hier blijven of slechts tot het Middellandse Zeegebied trekken volgen de vervroegde lente beter op en hebben minder problemen.

De bonte vliegenvanger vervroegt zijn eileg reeds gedurende 20 jaar (Both et al., 2006). Maar dat blijkt niet genoeg te zijn om de naar voor schuivende lente bij te benen. Het probleem voor de soort is dat ze niet op tijd terugkomt van de overwinteringsgronden in Afrika waardoor ze niet gesynchroniseerd is met de voornaamste voedselbron. De klimaatverandering verloopt niet overal even snel en in dezelfde mate. Verkeerde timing kan ook hier optreden.

Onderzoek in Nederland heeft uitgewezen dat in warme lentes rupsen (soort niet gespecificeerd in de bron), de belangrijkste energiebron voor koolmeesjongen in het nest) in eikenbossen steeds vroeger uitsluipen, synchroon met het ontluiken van de bladeren van de zomereik. Het vervroegd uitsluipen van de rupsen heeft tot gevolg dat de jonge mezen niet onder energetisch optimale condities kunnen opgroeien, omdat de koolmees de nestbouw en legdatum vooralsnog niet vervroegd heeft. Dit komt doordat de initiatie van de nestbouw en eileg andere triggers kent (mogelijk andere leefomgeving van de adulten, voorafgaand aan waar de vogels broeden, of bvb. dag-nachtlengte, die niet klimaatafhankelijk is) dan het uitsluipen van de rupsen (temperatuursafhankelijk) (Visser et al., 1998). Dit specifieke koolmees-voedselbron mismatchverschijnsel blijkt echter niet algemeen te zijn, in een gelijkaardig onderzoek in Engeland was er geen sprake van een dergelijke mismatch (McCleery & Perrins 1998).

Een Noord-Amerikaanse studie over graslandflora rapporteerde dat vroege soorten die bloeien voor de zomerpiek hun bloei- en vruchtperiode naar voor schuiven terwijl de soorten die na de zomerpiek bloeien hun fenologische activiteiten naar achter schuiven (Sherry et al., 2006). Door het uiteenschuiven van de bloei- en vruchtperiodes ontstaat er een periode in het midden van het seizoen waar er geen of slechts weinig bloemen en vruchten voorhanden zijn. Dat kan belangrijke implicaties hebben voor soorten die daarvan afhankelijk zijn, zoals bloembestuiers (Burkle & Alarcón 2011).

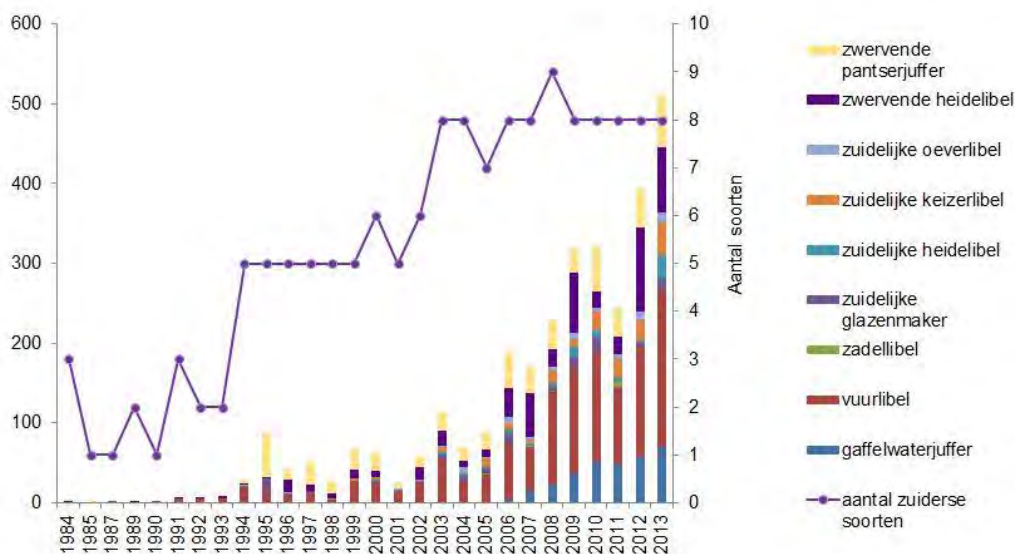
Vermits verschillende soorten in verschillende mate gevoelig zijn aan temperatuurverschuivingen kan de samenstelling van gemeenschappen gevoelig veranderen waardoor nieuwe (competitieve) interacties ontstaan in die gemeenschappen. Een Engels onderzoek heeft aangetoond dat onder invloed van warmere winters de voortplantingsperiode van amfibieën is vervroegd (Beebee, 1995). De voortplantingsperiode van de bruine kikker begint normaal vroeger dan die van salamanders waardoor de larven al groot genoeg zijn wanneer deze laatste in de voortplantingsplassen arriveren. De onderzoekers vonden nu dat de vervroeging van de voortplantingsperiode groter is voor de salamanders dan voor de bruine kikker. De salamanders bevinden zich bijgevolg vroeger in de voortplantingsplassen waardoor embryo's en larven van de bruine kikker meer worden blootgesteld aan predatie.

2.3.6.2 Geografische verschuivingen

Wanneer de klimatologische omstandigheden voor organismen niet meer voldoen zullen ze verdwijnen of ze kunnen zich verplaatsen naar een plaats waar het klimaat nog wel voldoet. Onder stijgende temperaturen kan men verwachten dat soorten naar het noorden zullen migreren. Hiervan zijn inderdaad al verschillende voorbeelden gevonden.

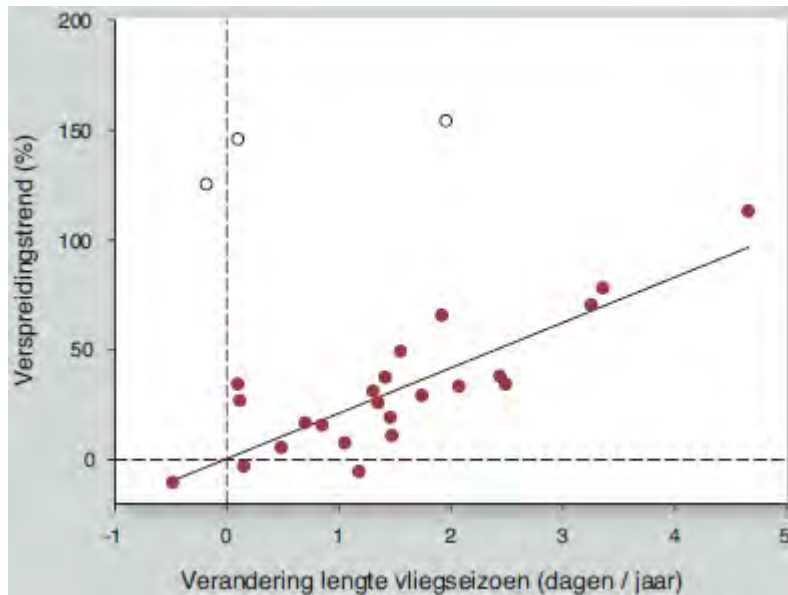
2.3.6.2.1 Verschuivingen bij libellen

Verschiede Zuid-Europese libellensoorten breiden zich uit naar het noorden. Populaties van deze soorten waren tot 1980 onbekend in Noordwest-Europa. Hier analyseren we de evolutie van het aantal vindplaatsen van negen zuiderse libellensoorten sinds 1980 in Vlaanderen, en het aantal waargenomen Zuid-Europese libellensoorten (Figuur 14). Uit de figuur blijkt dat zowel het aantal vindplaatsen voor elk van deze negen soorten, als het aantal Zuid-Europese soorten, toenam sinds 1980. Een eerste toename dateert van 1994, gevolgd door een tweede sterke stijging vanaf 2006, en dit zowel voor het aantal vindplaatsen als het aantal soorten. Ondanks jaarlijkse schommelingen, meestal te wijten aan ongunstige weersomstandigheden tijdens de vliegtijd, is deze trend duidelijk en significant. Nooit eerder werden deze Zuid-Europese libellensoorten op zoveel locaties in Vlaanderen waargenomen als in 2013. Soorten als de vuurlibel en de gaffelwaterjuffer kwamen in Vlaanderen vroeger alleen als zwerver voor, maar hebben hier nu al enige jaren verschillende populaties.



Figuur 14. Evolutie van het aantal vindplaatsen van negen zuiderse libellensoorten sinds 1980 in Vlaanderen, en het aantal waargenomen Zuid-Europese libellensoorten (linkse ordinaat) en het aantal waargenomen zuiderse soorten (rechtse ordinaat) (Bron: <https://www.inbo.be/nl/natuurindicatoren/thema/25/soorten-%26-biotopen/fauna>).

Het blijkt dat er een sterke link is tussen fenologie en areaaluitbreiding/verplaatsing. We konden de veranderingen in vliegperiode (zie hoger) linken aan veranderingen in verspreiding van dezelfde libellensoorten. Daaruit blijkt dat het de soorten zijn die hun vliegperiode het sterkst uitgebreid hebben (door vroeger in de lente te verschijnen en/of later in de herfst te blijven vliegen) die ook de sterkste toename in verspreidingsareaal kenden (Figuur 15). Vier soorten wijken van dat patroon af, namelijk vuurlibel (niet in figuur getoond omdat de stijging van deze initieel erg zeldzame soort 2663% bedroeg), paardenbijter, weidebeekjuffer en kleine roodoogjuffer. Hun toename in verspreiding is veel groter dan verwacht op basis van hun verandering in de lengte van het vliegseizoen. De reden daarvoor is momenteel nog onbekend. Bij vuurlibel en kleine roodoogjuffer is een mogelijke verklaring dat deze zuidelijke soorten momenteel een sterke noordwaartse uitbreiding kennen.



Figuur 15. Verband tussen de verandering in de lengte van het vliegseizoen (berekend tussen 1984 en 2006) en de trend in verspreiding (verschil in aantal 5x5 km-hokken tussen de periode 1980-1889 en de periode 1995-2004). De witte symbolen zijn de soorten die afwijken van het algemene patroon (zie tekst). Vuurlibbel wordt niet getoond wegens te hoge 'trend' (2663%).

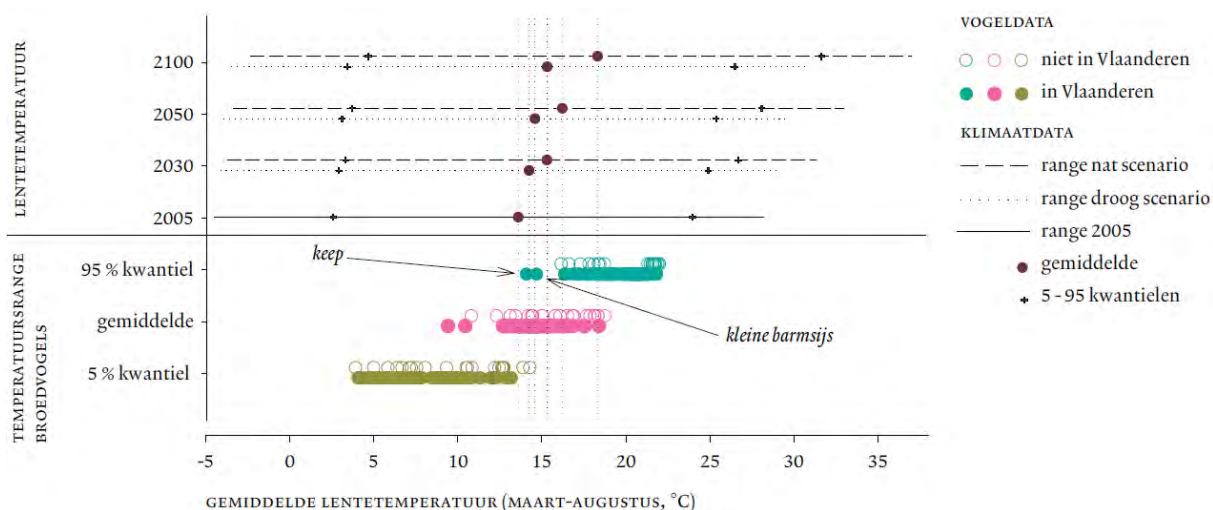
2.3.6.2.2 Gevolgen van geografische verschuivingen

Net zoals bij seizoenale verschuivingen hoeft het feit dat soorten hun activiteiten verschuiven naar het noorden, of juist niet verschuiven, op zich geen probleem te vormen. Het wordt echter wel een probleem wanneer de omstandigheden in hun gebied bedreigend worden wanneer ze niet (kunnen) migreren, of wanneer ze wel migreren maar in hun nieuw leefgebied blootgesteld worden aan nieuwe, negatieve elementen.

Eén van de factoren die interageren met klimaatveranderingen is habitatfragmentatie. Dit is vooral belangrijk voor soorten die een zeer specifieke habitatvoorkeur hebben, gecombineerd met een zwak dispersievermogen. Wanneer de habitat van deze soorten sterk gefragmenteerd is en de verschillende habitatvlekken ver van elkaar verwijderd liggen zullen ze niet in staat zijn de voortschrijdende opwarming noordwaarts te volgen. In het Verenigd Koninkrijk is een studie uitgevoerd naar de evolutie van de dagvlinderfauna (Warren et al., 2001). Hieruit blijkt dat voor habitatgeneralisten de helft van de soorten gedurende de laatste 30 jaar hun verspreidingsgebied hadden vergroot (zoals voorspeld bij klimaatverandering). Het verspreidingsgebied van de andere helft van de habitatgeneralisten en van 89% van de habitatspecialisten (vaak tevens slechte dispersers) was daarentegen verkleind (zoals voorspeld door habitatreductie). De conclusie is dat het gecombineerde effect van klimaatverandering en habitatverlies meewerkt aan de vergrijzing van de biodiversiteit: er ontstaan biologische gemeenschappen met een lager aantal soorten, gedomineerd door wijdverspreide habitatgeneralisten. Ook bij ons zien we dat soorten met een groot verspreidingsvermogen zoals de gehakkelde aurelia en koninginnenpage het de laatste tijd alsmat beter doen, terwijl habitatspecialisten die eerder niet ver vliegen, zoals veenhooibeestje en moerasparelmoervlinder, verdwenen zijn.

Broedvogels (uit De Bruyn & Bauwens, 2009)

Voor broedvogels is de temperatuur tijdens het broedseizoen (van maart tot augustus) een belangrijke factor. Die bepaalt in sterke mate of een soort zich al dan niet kan voortplanten en in een bepaalde regio kan overleven. Figuur 16 toont voor 122 soorten broedvogels de gemiddelde temperatuur tijdens het broedseizoen en de 5 en 95% kwantielen. Die waarden zijn gebaseerd op statistische Europese klimaatontwikkelingsmodellen, ontwikkeld door Gregory et al. (2009). De modellen geven een klimaatvenster dat gebaseerd is op de distributie van lentetemperaturen over de huidige verspreidingsrange van de soorten. De onderzoekers rekenden dit door voor 122 Europese broedvogelsoorten, waarvan er momenteel 97 in Vlaanderen broeden (waarvan acht soorten onregelmatig). We kunnen de resultaten nu vergelijken met de Vlaamse klimaatscenario's. De figuur toont ook de gemodelleerde waarden (gemiddelde en 5 en 95% kwantielen) voor het droog en het nat klimaatscenario voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100, en de momenteel gemeten temperaturen (het gemiddelde voor de periode tussen 1976 en 2005).



Figuur 16. Gemodelleerde lentetemperaturen onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese broedvogelsoorten kunnen voorkomen (totaal: n = 122; Vlaanderen: n = 97). Vogelgegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied. Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens, 2009.

Uit de figuur blijkt dat de 95% kwantielwaarde voor alle vogelsoorten hoger ligt dan de huidige gemeten gemiddelde temperatuur tijdens het broedseizoen. Tegen 2030 stijgt de temperatuur licht (0,64°C voor het droog klimaatscenario, 1,7°C voor het nat klimaatscenario) ten opzichte van de huidige gemeten waarde. Deze toename betekent dat de 95% kwantieltemperatuur overschreden wordt voor twee soorten, namelijk keep (onregelmatige broeder) en kleine barsijs (zeldzaam) (Tabel 5). Zij verdwijnen dan ook mogelijk als broedvogel uit Vlaanderen. Tegen 2050 stijgt de gemiddelde temperatuur tijdens het broedseizoen verder (1,0°C voor het droog klimaatscenario, 2,6°C voor het nat klimaatscenario). Deze stijging is niet zo groot dat ze nog meer soorten bedreigt. Tegen 2100 neemt de gemiddelde temperatuur tijdens het broedseizoen ten opzichte van het huidige gemiddelde verder toe, met 1,7°C in het droog klimaatscenario en met 4,7°C in het nat klimaatscenario.

Tabel 5. Vogelsoorten die in de toekomst kunnen verdwijnen uit Vlaanderen omdat de gemiddelde temperaturen tijdens het broedseizoen te hoog worden. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)

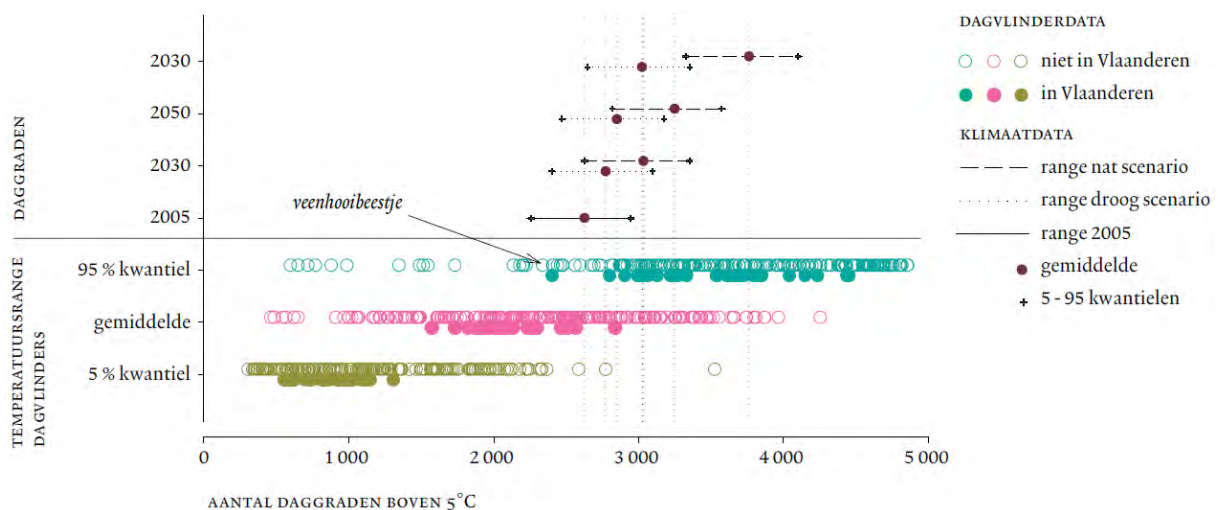
Soort	SCENARIO DROOG			SCENARIO NAT			HUIDIGE STATUS
	2030	2050	2100	2030	2050	2100	
Keep	×	×	×	×	×	×	Onregelmatige broedvogel
Kleine barsijs	×	×	×	×	×	×	Zeldzaam
Graspieper						×	Bedreigd
Matkop						×	Momenteel niet bedreigd
Kramsvogel						×	Bedreigd
Sijs						×	Zeldzaam
Watersnip						×	Met verdwijnen bedreigd
Sprinkhaanzanger						×	Momenteel niet bedreigd
Goudvink						×	Bedreigd
Goudhaan						×	Momenteel niet bedreigd
Bonte vliegenvanger						×	Momenteel niet bedreigd
Fluiter						×	Momenteel niet bedreigd
Spotvogel						×	Momenteel niet bedreigd
Zwarte specht						×	Momenteel niet bedreigd
Heggemus						×	Momenteel niet bedreigd
Grutto						×	Momenteel niet bedreigd

In het droog klimaatscenario bedreigt de gestegen temperatuur nog steeds alleen maar keep en kleine barmsijs. In het nat klimaatscenario neemt het aantal bedreigde vogelsoorten wel toe tot zeventien soorten (Tabel 5). Hierbij zit een aantal soorten die nu onregelmatige broeders zijn of op de Rode Lijst staan, zoals watersnip, kramsvogel en goudvink. De helft zijn echter soorten die momenteel niet op de Rode Lijst staan, zoals sprinkhaanzanger, goudhaan, bonte vliegenvanger, fluitier, spotvogel, zwarte specht, heggemus en grutto.

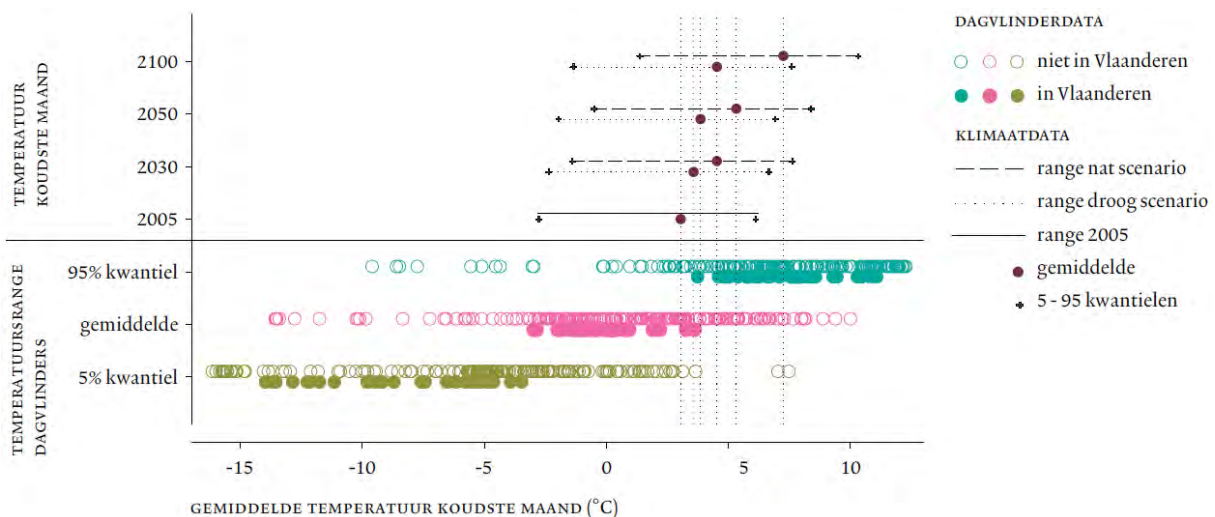
Andere vogelsoorten breiden hun verspreidingsareaal uit als gevolg van de stijgende temperatuur. Soorten zoals cirlogors, roodkopklauwier en orpheusspotvogel, die nu al onregelmatig gemeld worden als broedvogel, zouden in aantal kunnen toenemen. Soorten zoals Provençaalse grasmus, baardgrasmus en kleine zwartkop komen momenteel nog niet in Vlaanderen voor, maar breiden in de toekomst mogelijk uit tot in Vlaanderen, op voorwaarde dat de kwaliteit en de kwantiteit van de habitat en hun dispersievermogen dit toelaten.

Dagvlinders

Net zoals de meeste andere koudbloedige organismen zijn dagvlinders sterk afhankelijk van de omgevingstemperatuur. In 2008 verscheen een klimaatrisicoatlas voor Europese dagvlinders (Settele et al., 2008), waarin klimaatontwikkelingsmodellen de gevoeligheid van dagvlinders voor klimaatveranderingen analyseerden. Voor dagvlinders zijn twee temperatuurparameters bepalend. Het aantal daggraden voor de periode tussen januari en augustus is beslissend voor het voortplantingssucces. Het aantal daggraden is de cumulatieve som van de dagelijkse temperaturen boven 5°C en is een maat voor de warmteaccumulatie. De tweede factor, die de overleving tijdens de winter bepaalt, is de gemiddelde temperatuur van de koudste maand (januari). Figuur 17 toont het aantal daggraden (januari – augustus) en Figuur 18 de gemiddelde temperatuur tijdens de koudste maand. Beide zijn gebaseerd op de Europese klimaatontwikkelingsmodellen, weergegeven voor 235 Europese dagvlinders die klimaatgevoelig zijn. Deze waarden zijn gebaseerd op de temperaturen die gemeten zijn in hun huidig verspreidingsgebied. We kunnen de resultaten nu vergelijken met de Vlaamse klimaatscenario's. De figuren tonen ook de gemodelleerde waarden (gemiddelde en 5 en 95% kwantielen) voor het nat en het droog klimaatscenario voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100, en de momenteel gemeten temperaturen (periode tussen 1976 en 2005).



Figuur 17. Aantal daggraden boven 5°C onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese dagvlindersoorten kunnen voorkomen. Dagvlindergegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied. Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)



Figuur 18. Gemiddelde temperatuur van de koudste maand onder droog en nat klimaatscenario's en temperatuurrange waarbinnen Europese dagvlindersoorten kunnen voorkomen. Dagvlindergegevens zijn gebaseerd op temperaturen in het huidige verspreidingsgebied. Temperaturen zijn gebaseerd op gemodelleerde tijdsreeksen van de klimaatscenario's. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)

Voor het veenhooibeestje liggen de gemiddelde daggraden nu al boven het 95% kwantiel (Figuur 17). Deze soort is momenteel ook reeds verdwenen. De laatste waarneming dateert van 1994. Onder het droog klimaatscenario blijft de situatie gelijk in 2030. In 2050 wordt de gemiddelde temperatuur ook te hoog voor het bont dikkopje (Tabel 6). In 2100 komt daar nog het landkaartje bij. Zoals verwacht is de impact van de stijgende temperatuur groter onder het nat klimaatscenario. In 2030 lopen al vier soorten het gevaar om te verdwijnen, puur op basis van klimaatverandering. In 2100 is dit aantal opgelopen tot zestien soorten. Net zoals bij de broedvogels verdwijnen mogelijk niet alleen soorten die nu al op de Rode Lijst staan, maar ook (zeer) algemene soorten.

Tabel 6. Dagvlindersoorten die in de toekomst kunnen verdwijnen uit Vlaanderen ten gevolge van stijgende temperaturen. Bron: De Bruyn & Bauwens (2009)

Soort	Heden	SCENARIO DROOG			SCENARIO NAT			HUIDIGE STATUS
		2030	2050	2100	2030	2050	2100	
Veenhooibeestje	×	×	×	×	×	×	Verdwenen	
Bont dikkopje			×	×	×	×	Kwetsbaar	
Landkaartje				×	×	×	Momenteel niet bedreigd	
Grote weerschijnvlinder					×	×	Bedreigd	
Koevinkje					×	×	Momenteel niet bedreigd	
Kleine ijsvogelvlinder					×	×	Kwetsbaar	
Sleedoornpage					×	×	Bedreigd	
Kommavlinder						×	Bedreigd	
Spiegeldikkopje						×	Zeldzaam	
Bruine vuurvlinder						×	Met verdwijnen bedreigd	
Gentiaanblauwtje						×	Bedreigd	
Dambordje						×	Zeldzaam	
Dagpauwoog						×	Momenteel niet bedreigd	
Kleine vos						×	Momenteel niet bedreigd	
Klaverblauwtje						×	Met verdwijnen bedreigd	
Iepepage						×	Onvoldoende gekend	

× = te hoog aantal daggraden boven 5°C, ○ = te hoge temperatuur in koudste maand

Er zijn ook soorten die hun verspreidingsareaal mogelijk uitbreiden als gevolg van de stijgende temperatuur. Voor verschillende soorten die aan onze grenzen voorkomen (Wallonië, Eifel), neemt de temperatuur voldoende toe om ze naar Vlaanderen te laten uitbreiden. Of deze soorten Vlaanderen daadwerkelijk zullen bereiken, hangt af van de aanwezigheid van de vereiste habitat en hun dispersiecapaciteit. Kaasjeskruidklokje en keizersmantel zijn recent in Vlaanderen

opgedoken (Maes et al., 2013). Twee andere soorten (gele en oranje luzernevlinder) worden nu al regelmatig geregistreerd als trekvlinder. Van soorten die gebonden zijn aan bossen en bosranden (kleine weerschijnvlinder, braamparemoervlinder) of aan sleedoornhagen (koningspage, kleine sleedoornpage, pruimenpage) kan men verwachten dat ze een redelijke kans maken, omdat hun habitat hier al aanwezig is en zelfs mogelijk zal uitbreiden. Voor andere soorten, gebonden aan kalkgraslanden (rood spikkeldikkopje, steppenparemoervlinder, akkerparemoervlinder, tweekleurig hooibeestje, bleek blauwtje, voorjaarsspikkeldikkopje, esparcetteblauwtje, kalkgraslanddikkopje, dwergdikkopje) of vochtige graslanden (violette vuurvlinder, rode vuurvlinder) breidt het potentieel areaal in de toekomst uit. Het blijft wel de vraag of dit volstaat om duurzame populaties te vormen. Of deze soorten effectief het potentiële areaal innemen, hangt natuurlijk ook af van hun dispersiecapaciteit en de ruimtelijke spreiding van hun habitat en gastheerplant. Een aantal van de hoger vermelde vlindersoorten is naast temperatuur ook afhankelijk van de hoeveelheid bodemwater, een maat voor de waterbeschikbaarheid, en de oppervlakte microklimaat. Klimaatparameters zoals neerslag en verdamping bepalen de bodemwaterhoeveelheid. Aangezien er in Vlaanderen geen modellen beschikbaar zijn voor de bodemwaterhoeveelheid, kon deze parameter niet mee opgenomen worden in deze analyse.

2.3.6.3 Toename aan invasieve soorten

Klimaatverandering kan ook aanleiding geven tot een verhoogde impact van uitheemse soorten. Veel soorten worden immers vanuit warmere streken ingevoerd en zijn momenteel nog gebonden aan een warme omgeving zoals steden. Als de temperatuur in de toekomst gaat toenemen, kan worden verwacht dat die soorten (verder) gaan uitbreiden naar natuurlijke ecosystemen. Voorbeelden zijn vier mierensoorten (tropische staafmier, ergatoïde staafmier, plaagmier, faraomier) die momenteel enkel in verwarmde gebouwen en/of in stedelijk milieu aangetroffen worden omdat zij strikt gebonden zijn aan warme milieus (Dekoninck et al., 2003). De Amerikaanse roodwangschildpad komt momenteel (nog) niet tot voortplanting wegens te lage temperaturen. Ook in het plantenrijk zijn er veel soorten die in de natuur niet langer dan één of hooguit enkele jaren kunnen overleven, maar wel lang overleven in het stedelijke milieu (Verloove, 2002). Ook in oppervlaktewateren zal de klimaatverandering deze problematiek verscherpen (Strayer 2010). Onder meer omdat de temperaturomstandigheden meer optimaal worden voor soorten van meer subtropische herkomst, maar ook vanwege hun dikwijls betere aanpassing aan het minder complexe voedselweb van sterk eutrofe wateren en meer extreme milieumomstandigheden. Leischmann & Gallagher (2015) gaan er vanuit dat de respons van inheemse planten en exoten op veranderingen in CO₂-concentratie, temperatuur en neerslag sterk soortafhankelijk zal zijn, en dat invasieve exoten niet per definitie altijd bevoordeligd zullen worden door veranderingen in deze variabelen. Zij verwachten echter wel dat klimaatverandering de weerbaarheid van plantengemeenschappen in het algemeen zal doen afnemen, wat kan resulteren in een verhoogde kolonisatiekans voor nieuwe soorten. Met name invasieve plantensoorten zullen hier beter van kunnen profiteren dan niet-invasieve soorten; diensgevolge dient het beheer er op gericht te zijn om de vegetatieweerbaarheid te verhogen (bv. graslandvegetatie eerder gesloten houden via begrazingsbeheer; deze vegetatiesluiting onder begrazing wordt veroorzaakt door de capaciteit van veel overblijvende grassoorten tot toenemende vegetatieve groei onder begrazing; zie onder meer Tahmasebi-Kohyani et al., 2008, zie ook Beck et al. 2015)), en vroegtijdig invasieve exoten te onderdrukken, waarvoor intensieve monitoring noodzakelijk is (cit. Leischmann & Gallagher, 2015).

2.3.7 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm

Deze processen spelen een rol bij welbepaalde biotoopgroepen. Zo zal een toegenomen windwerking vooral een rol spelen bij grotere wateren, duinen (verstuiving), bossen ... In droge biotopen (droge schrale graslanden, heide...) kan wind de effecten van brand nog versterken. Een hogere stormintensiteit kan het landinwaarts transport van zeewater als aerosol bewerkstelligen en beïnvloedt de ecosysteemdienst 'kustbescherming'. Bij bossen kan grootschalige schade optreden door windworp en windbreuk. Voor de specifieke gevolgen per biotoopgroep wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

2.3.8 Risico op ziektes en plagen

Het verspreidingsgebied van ziekteverwekkers en aantasters kan veranderen als gevolg van klimaatwijzigingen, waarbij soorten die nu nog een zuidelijke verspreiding hebben zich verder naar het noorden kunnen uitbreiden. Bovendien kunnen de populatiedichtheden veranderen van soorten die tot nu toe weinig voorkwamen en weinig schade veroorzaakten, waardoor hun impact zal toenemen. Insecten en schimmels, die via de wereldwijde handel in plantaardige producten naar nieuwe gebieden getransporteerd worden, kunnen door klimaatwijziging betere kansen krijgen om zich definitief te vestigen en een invasief karakter te krijgen.

Als algemene regel geldt dat temperatuurstijgingen hun grootste impact zullen hebben op insectenpopulaties. Insecten kunnen snel reageren op wijzigingen in temperatuur en neerslag omdat ze meestal een korte generatieduur, een vrij hoge mobiliteit en een hoge voortplantingssnelheid hebben. Daardoor is het aannemelijk dat ze sneller zullen reageren dan langlevende organismen zoals zoogdieren en hogere planten (Menéndez, 2007). Bepaalde insectengroepen zullen een

snellere ontwikkeling kennen, een toename van het aantal generaties en een uitbreiding van hun verspreidingsgebied (Read et al., 2009).

Het effect van klimaatwijziging op ziekteverwekkende schimmels en bacteriën is veel minder onderzocht dan voor insecten. Net als bij insecten zijn temperatuur en vocht echter ook sleutelfactoren in de ontwikkeling van deze organismen. Veranderingen in temperatuur, neerslag, bodemvocht en relatieve luchtvochtigheid zullen een directe impact hebben op het optreden van infecties.

Effecten kunnen ook indirect veroorzaakt worden. Zo zal er bijvoorbeeld door een sterkere windwerking meer beroering van de waterbodem zijn, wat zorgt voor een verhoogde aanwezigheid van *Clostridium*-bacteriën in de waterkolom van ondiepe zeer voedselrijke, ondiepe, stilstaande wateren. Ook het aantal overstorten vanuit de riolering zal toenemen als gevolg van hogere piekafvoeren na extreme neerslagperiodes. Dit zorgt voor een hogere belasting met ziekteverwekkers voor dieren en de mens in waterlopen en de ermee verbonden wateren. Overstromingen na piekafvoeren doen meer leefgebied voor steekmuggen en knutten (*Ceratopogonidae*) ontstaan, wat aanleiding geeft op een verhoogde kans op ziekteoverdracht of overlast (Verdonschot 2009).

Bij een toename van warmere perioden stijgt de primaire productie in traag stromende en stilstaande voedselrijke wateren en is er een sterkere afbraak van organisch materiaal met zuurstofstress, en verlaagde fitness of sterfte van vissen en andere dieren als gevolg. Er is ook een hogere kans op NH_x -vergiftiging en botulisme (zie Tabel 17).

Ziekten en aantastingen aan bomen, zowel gevestigde als mogelijk nieuw geïntroduceerde, vormen een ernstige bedreiging voor onze bossen. Hierin spelen ook mycorrhizae een rol. Door wijzigingen in het CO_2 -gehalte in de atmosfeer, bodemvocht en door depositie van pollutanten kunnen symbiotische relaties gewijzigd worden.

Hogere temperaturen leiden tot een langer en intenser groei- en bloeiseizoen. Mogelijk leidt dit ook tot een langer en ernstiger pollen- en hooikoortsseizoen (Van Vliet 2008). Mede door de temperatuurstijging kunnen zich nieuwe allergene plantensoorten vestigen.

2.3.9 Interacties

De ecologische gevolgen van de actuele klimaatwijziging worden vaak gemaskeerd door die van andere milieudrukken en het is daarom niet evident welke effecten precies te wijten zijn aan wijzigende klimaatfactoren, of in welke mate. Daarbij dient rekening gehouden te worden met eventuele additieve effecten, synergiën of antagoniën tussen klimatologische en antropogene factoren of biotische interacties. Zo beïnvloeden klimaatomstandigheden, bijvoorbeeld, veel aan eutrofiëring gelieerde verschijnselen die ook onderling gekoppeld zijn (zoals interne eutrofiëring). Het is onmogelijk om alle mogelijke verbanden in kaart te brengen, onder meer omdat de complexiteit van mogelijke effecten voor soorten en soortengroepen al snel groter wordt naarmate men opklimt in de voedselketen en de effecten zodoende doorwerken op volledige ecosystemen. Terwijl die ecosystemen ook op hoger niveau (landschapsdynamiek, omgevend landgebruik) beïnvloed worden.

3 Methodologisch luik

3.1 Instrumenten voor het inschatten van wijzigingen in soortensamenstelling

3.1.1 Klimaatenvelophe

Om de toekomstige effecten van klimaatsveranderingen op aanwezige soorten in te kunnen schatten worden regelmatig zogenaamde 'climate envelope' modellen toegepast (Pearson et al., 2002; Botkin et al., 2007). Hierbij wordt met statistische modellen een klimaatvenster berekend dat gebaseerd is op de klimaatfactoren, meestal temperatuur, in de huidige verspreidingsrange van de soorten, de zogenaamde klimaatenvelophe. Door verschillende klimaatscenario's door te rekenen kan dan nagegaan worden wat het toekomstige potentiële verspreidingsgebied zal zijn. Er is wel kritiek op deze benaderingswijze (Hampe, 2004). Er zijn immers nog tal van andere factoren dan het klimaat die een belangrijke rol spelen bij de verspreiding van soorten. Enkele belangrijke zijn onder meer biotische interacties (soorten kunnen bv. weggeconcurrereerd worden), evolutionaire veranderingen (soorten kunnen zich aanpassen aan de klimatologische veranderingen), bodemkarakteristieken en dispersievermogen (zones met optimale omstandigheden kunnen niet altijd bereikt worden). De enveloppebenadering kan wel een ruw idee geven over mogelijke toekomstige effecten, maar de resultaten van de modellen worden best met omzichtigheid geïnterpreteerd.

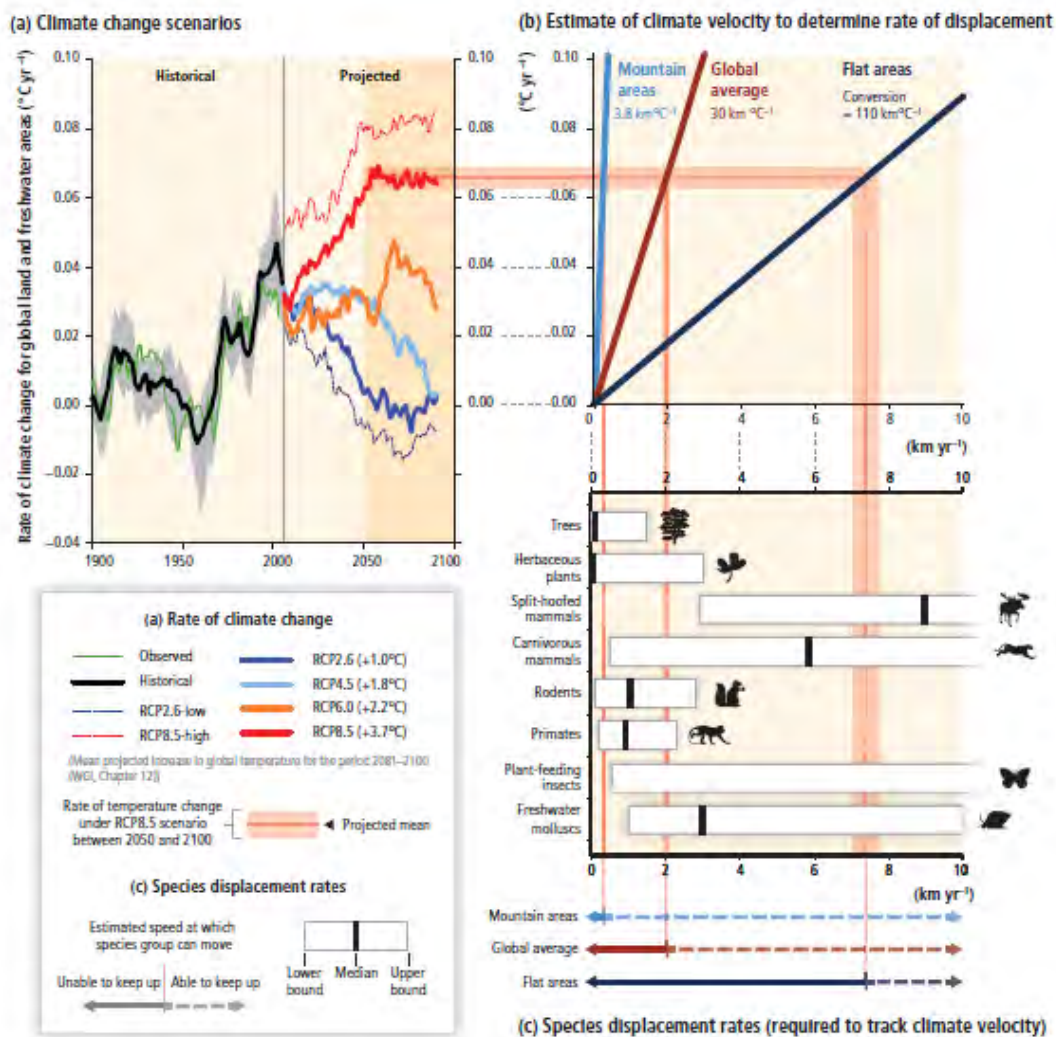
3.1.2 Klimaatresponsdatabase

Gebaseerd op bovenstaand principe hebben van der Veen et al. (2010) in Nederland de klimaatresponsdatabase ontwikkeld. Deze database geeft inzicht in de gevolgen van het verschuiven van geschikte klimaatzones op de verspreiding van plant- en diersoorten. De klimaatresponsdatabank maakt gebruik van waarnemingen in het verleden, voorspellingen van diverse modellen en inschattingen van experts over populatietrends. De modelberekeningen zijn uitgewerkt in Berry et al. (2007) en Pearson et al. (2002) waarbij de volgende klimaatvariabelen werden aangewend: absolute minimum temperatuur (afgeleid uit de gemiddelde temperatuur van de koudste maand), jaarlijkse maximale temperatuur, aantal daggraden boven 5°C temperatuur, jaarlijks bodemwatertekort en jaarlijks bodemwateroverschot. Geschiktheden worden nagegaan onder het klimaatscenario HADCM3, scenario A2. Dit scenario gaat uit van een temperatuurstijging van zo'n + 3°C in wintermaanden en zo'n + 4°C in zomermaanden telkens voor de periode 2070-2100. Er wordt aangegeven of het klimaat al dan niet geschikt blijft voor een soort, of een soort terugtrekkend of uitbreidend is. Terugtrekkend wil zeggen dat de geschikte klimaatzone lokaal verdwijnt, uitbreidend wil zeggen dat de geschikte klimaatzone eraan komt, nu, rond 2050 of rond 2080.

3.1.3 Modellen en scenario's

Op basis van historische data en geprojecteerde modellen komt men tot de bevinding dat de snelheid waarmee de effecten van klimaatwijziging zichtbaar wordt afhangt van de geografie van het landschap (zie Figuur 19, vak b): in berggebied verandert de gemiddelde temperatuur horizontaal niet zo snel (gemiddeld 3,8km/°C.jaar). Maar in vlakke landen, zoals Vlaanderen, kan het klimaat veranderen met 110 km/°C.jaar.

Wanneer soorten onder nieuwe klimaatsomstandigheden niet kunnen overleven, dan moeten ze kunnen migreren met een snelheid die liefst groter is dan die van de klimaatwijziging. In Figuur 19, luik c wordt de gemiddelde verbredingssnelheid van enkele soortengroepen aangegeven. Het is hieruit duidelijk dat planten een verbredingssnelheid hebben die veel lager ligt dan de snelheid waarmee het klimaat in Vlaanderen zal veranderen. Het zal voor planten die de nieuwe klimaatsomstadigheden niet aan kunnen dan ook zeer moeilijk zijn om zonder menselijke hulp te ontsnappen aan de wijziging van het klimaat. Het feit dat natuur in Vlaanderen erg versnipperd is, vormt een supplementair probleem voor een optimale migratie.



Figuur 19: Verband tussen klimaatwijzigingsscenario's, geschatte snelheid van klimaatwijziging en verbreidingsnelheid van plant- en diergroepen (Settele et al., 2014).

3.2 Instrumenten voor het inschatten van gevoeligheid van habitats

3.2.1 Het Ellenberg T-getal en de daarvan afgeleide Neubert-Rannow T-index

Om een idee te krijgen van de gevoeligheid van de Europese habitats voor een temperatuurwijziging kan een indicatorgetal ontwikkeld worden met volgende benadering (naar Neubert & Rannow, 2011):

- Voor een inschatting van temperatuurwijzigingsgevoeligheid op habitatniveau vertrekt men van de lijst met habitatspecifieke plantensoorten (Oosterlynck et al., 2013).
- Het Ellenberg-indicatorgetal voor temperatuur (Ellenberg, 1991) geeft een idee van de temperaturoptima van die plantensoorten.
- Om de resultaten te kunnen vergelijken met andere gebieden in Europa waar andere schalen gebruikt worden, wordt het Ellenberg indicatorgetal getransformeerd naar een schaal van 1-3 door de transformatie voorgesteld in Tabel 7, hierna de T-index genoemd.
- Een indicatie voor de gevoeligheid aan temperatuurstijging wordt gegeven door de mediaan, het minimum en maximum dat voorkomt voor een bepaalde habitat.
- Voor de habitat wordt een gevoeligheid berekend op basis van de gemiddelde of mediane T-index van de habitatsamenstellende soorten, al dan niet gewogen voor de bedekking van de indicatorsoorten.

Tabel 7. Transformatie van het temperatuur indicatorgetal (Temperaturzahl) van Ellenberg naar een temperatuurindex, de zgn. T-index (Neubert & Rannow, 2011)

Ellenberg T-getal	Omschrijving (vertaald uit Ellenberg 1991)*	T-index (Neubert & Rannow 2011)
-/?	Geen waarde, onbekend	-
1	Koude-indicator, enkel in hoge gebergtezones, met name de alpiene en nivale zone	1
2	Tussen 1 en 3 staand (veel alpiene soorten)	1,25
3	Koelte-indicator, voornamelijk in de subalpiene zones	1,5
4	Tussen 3 en 5 staand (meer in het bijzonder hoogmontane en montane soorten)	1,75
5	Matige warmte-indicator, van lage tot in de montane zone, zwaargewicht in de submontane-gematigde bereiken	2
6	Tussen 5 en 7 staand (d.w.z. laagland tot kollien)	2,5
7	Warmte-indicator, in noordelijk Centraal-Europa enkel in relateif warme laaglandzones	3
8	Tussen 7 en 9 staand	3
9	Extreme warmte-indicator, enkel op de warmste plaatsen in het Bovenrijngebied	3
x	Indifferent tov temperatuur	-

(*) de gebruikte terminologie moet gezien worden in Centraal-Europese context, waarvoor de Ellenberg-indicatorwaarden origineel werden opgemaakt, een extreme warmte-indicator in Centraal-Europa is dat bv. niet noodzakelijk ook in het Mediterrane gebied.

De aldus verkregen T-index kan als volgt geïnterpreteerd worden:

- 1: planten hebben lage temperaturen nodig tijdens het groeiseizoen;
- 2: planten hebben gemiddelde temperatuur nodig tijdens het groeiseizoen;
- 3: planten hebben een hoge temperatuur nodig tijdens het groeiseizoen.

3.2.2 Gevoeligheidstabellen

Het INBO heeft op vraag van ANB het instrument 'effectenindicator' ontwikkeld. In de database worden de mogelijke natuureffecten van menselijke activiteiten in algemene termen doorgelicht (Wouters, 2011). De in hoofdstuk 4 ingevoegde gevoeligheidstabellen zijn een onderdeel van dit instrument. De tabellen geven de gevoeligheid van Europees beschermde habitattypes voor effecten ten gevolge van menselijke activiteiten. Een aantal van deze activiteiten resulteren in dezelfde effecten als deze die kunnen voortvloeien uit klimaatwijzigingen, waardoor de tabellen indicatief – en zeker niet kwantitatief – de gevoeligheid voor bepaalde abiotische drukken weergeven. Enkel de voor de biotoopgroep relevante effecten worden telkens in tabelvorm weergegeven met G=gevoelig, N= niet gevoelig en O = onbekend.

Gelet op de vele verwachte onrechtstreekse effecten van klimaatverandering (samengevat in fig. 1) worden potentieel heel wat effectgroepen erdoor beïnvloed, zoals eutrofiëring, verzuring, wijzigingen in de grondwaterstand, wijzigingen van de hydrologie van de oppervlaktewaterlichamen, (verzoeting en) verzilting en verontreiniging, en zelfs ruimtebeslag en versnippering.

Het gaat over volgende effecten:

1 Ruimtebeslag

Ruimtebeslag is het directe oppervlaktegebonden verlies van ruimte en/of een daling van de kwaliteit van ruimte die noodzakelijk is voor een habitatype of het leefgebied van een habitat- of vogelrichtlijnsoort. Het kan hierbij gaan om tijdelijk verlies (bv.

tijdelijke stockageruimte, tijdelijke werfweg, ...), permanent verlies (bv. aanleg overstromingsgebied, bouw bedrijfsgebouw, aanleg snelweg, ...) of een kwaliteitswijziging in de structuurkenmerken van een habitat.

2 Versnippering

Versnippering is een ruimtelijke wijziging die de uitwisseling van zowel de habitat- en vogelrichtlijnsoorten als de habitattypische soorten van de Natura 2000 habitattypes tussen verschillende leefgebieden bemoeilijkt of verhindert. Hierdoor neemt de ruimtelijke samenhang van het populatienetwerk af.

3 Eutrofiëring

Eutrofiëring is de toename (in absolute zin of in beschikbaarheid) van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu. De voornaamste maar niet exclusieve eutrofiërende stoffen zijn fosfor (onder de vorm van fosfaten) en stikstof (onder de biologisch actieve vorm van nitraten en ammoniumverbindingen). Eutrofiëring kan gebeuren via de lucht (bv. inwaai van voedingsstoffen, atmosferische stikstofdepositie), via de bodem (bv. stikstof of fosfaataanvoer via bemesting) en/of via het grond- of oppervlaktewater. Al naargelang het medium waarbinnen de nutriënten of de stoffen die hun vrijstelling kunnen bevorderen, zich verspreiden, kan onderscheid gemaakt worden tussen

3.1 Eutrofiëring via de lucht:

De toename (in absolute zin of in beschikbaarheid) van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu door stoffen die zich via de lucht verspreiden.

3.2 Eutrofiëring via de bodem:

De toename (in absolute zin of in beschikbaarheid) van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu door stoffen die rechtstreeks worden toegediend of die door mineralisatie kunnen worden vrijgesteld.

3.3 Eutrofiëring via het grondwater:

De toename (in absolute zin of in beschikbaarheid) van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu door stoffen die zich via het grondwater kunnen verspreiden.

3.4 Eutrofiëring via het oppervlaktewater

De toename (in absolute zin of in beschikbaarheid) van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu door stoffen die zich via het oppervlaktewater verspreiden.

4 Verzuring

Een daling van de zuurtegraad in bodem of water door een verhoogde concentratie aan waterstofionen (H⁺). Het omvat ook een afname van de buffercapaciteit (het neutralisatievermogen). De daling kan indirect of direct veroorzaakt worden door de aanvoer van (potentieel) zuurvormende verbindingen via de lucht of door een wijziging van de grondwaterstand.

4.1 Verzuring via de lucht

Verzuring door de depositie van verbindingen die direct of indirect de concentratie aan waterstofionen (H⁺) in bodem of water verhogen, bijv. zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxide (NO_x) en ammoniak (NH₃).

4.2 Verzuring via het grondwater

Verzuring door een verlaging in de wortelzone van de verhouding van aanvoer/productie van bufferende stoffen t.o.v. zuurvormende verbindingen, veroorzaakt door een wijziging van de grondwaterstand.

4.3 Verzuring via het oppervlaktewater

Verzuring door een verlaging in de waterkolom en/of wortelzone van de verhouding van aanvoer/productie van bufferende stoffen t.o.v. zuurvormende verbindingen, veroorzaakt door een wijziging van de oppervlaktewatertoevoer.

5 Wijziging (grond)waterstand

Het wijzigen van de kwelintensiteit of –duur. Het betreft enerzijds ‘verdroging’ (subgroep 5.1), anderzijds ‘vernatting’ (subgroep 5.2). Effecten van wijzigingen in het waterpeilregime en/of waterkwaliteit van een waterlichaam, veroorzaakt door gewijzigde grondwaterstromingen, worden tot deze effectgroep gerekend. Alle effecten buiten het waterlichaam veroorzaakt door wijzigingen in het waterlichaam, zoals verschillen in overstromingsduur en –frequentie, zijn vervat in de effectgroep 6.

5.1 Verdroging

Het dalen van het grondwaterniveau of van de kwelintensiteit of –duur.

5.2 Vernatting

Het stijgen van het grondwaterniveau of van de kwelintensiteit of –duur.

6 Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam

Een wijziging van het hydrologische regime kan van tweeërlei aard zijn:

- een wijziging, i.e. een toe- of een afname, van de stroomsnelheid en/of van de verblijftijd in stilstaande of stromende wateren;
- een wijziging in het waterpeil- of overstromingsregime (duur en/of frequentie). Hiertoe worden ook verschillen in overstromingsduur en –frequentie buiten de eigenlijke waterlichamen gerekend.

7 Verzoeting en verzilting

De indirecte afname of toename van het chloridgehalte ([Cl⁻]) in het milieu. De effecten op de biota is het gevolg van fysisch-chemische wijzigingen. Deze effecten kunnen zich zowel voordoen in waterlichamen als erbuiten. In deze effectgroep worden

alleen wijzigingen gerekend ten gevolge van wijzigingen in de grondwaterhuishouding of het overstromingsregime. Verzoeting en verzilting zijn hierdoor uitsluitend gesitueerd in de kustduinen en de polders. Een directe wijziging van het chloridegehalte (bijv. door strooizout) in het milieu wordt tot de effectgroep 8 gerekend.

7.1 Verzoeting via het grondwater

De afname van het chloridengehalte ($[Cl^-]$) in het milieu door een wijziging in de grondwaterhydrologie (dynamiek/kwaliteit).

7.2 Verzoeting via het oppervlaktewater

De afname van het chloridengehalte ($[Cl^-]$) in het milieu door een wijziging in de oppervlaktewaterhydrologie (dynamiek/kwaliteit).

7.3 Verzilting via het grondwater

De toename van het chloridengehalte ($[Cl^-]$) in het milieu door een wijziging in de grondwaterhydrologie (dynamiek/kwaliteit). Verzilting kan optreden over het gehele spectrum tussen zoet ($<200 \text{ mg } Cl^-/l$) en zeer zout ($> 30.000 \text{ mg } Cl^-/l$).

7.4 Verzilting via het oppervlaktewater

De toename van het chloridengehalte ($[Cl^-]$) in het milieu door een wijziging in de oppervlaktewaterhydrologie (dynamiek/kwaliteit). Verzilting kan optreden over het gehele spectrum tussen zoet ($<200 \text{ mg } Cl^-/l$) en zeer zout ($> 30.000 \text{ mg } Cl^-/l$).

8 Verontreiniging

Een toename in het milieu van een stof, anders dan voedingsstoffen, die onder natuurlijke omstandigheden ter plaatse niet of in zeer lage concentraties voorkomt en/of waarvan een overschrijding van haar natuurlijke achtergrondconcentratie op een indirecte of directe wijze optreedt, kan leiden tot milieukarakteristieken die voor het habitatype of soort ongunstig zijn. Zoals in het geval van eutrofiëring en met dezelfde argumentatie wordt verontreiniging opgedeeld in subgroepen al naar gelang het medium waarlangs verontreinigende stoffen worden aangevoerd.

8.1 Verontreiniging via de lucht: Een verontreiniging door een stof die zich via de lucht verspreidt.

8.2 Verontreiniging via de bodem: Een verontreiniging door een stof die rechtstreeks wordt toegediend in de bodem.

8.3 Verontreiniging via het grondwater: Een verontreiniging door een stof die zich via het grondwater verspreidt.

8.4 Verontreiniging via het oppervlaktewater: Een verontreiniging door een stof die zich via het oppervlaktewater verspreidt.

8.5 Thermische verontreiniging: Een stijging/daling van de temperatuur van het oppervlaktewater die buiten het natuurlijk bereik van het temperatuurregime van het waterlichaam valt.

4 Klimaat-effecten op ecosystemen

4.1 Slikken en schorren

4.1.1 Inleiding

Slikken en schorren zijn getijgebonden habitats. Ze schakelen zich verticaal van haast altijd overstromd onderaan tot haast nooit overstromd bovenaan. De slikken onderaan overstromen bij elk getij en zijn niet begroeid met hogere planten. De hoger gelegen schorren overstromen alleen bij hogere hoogwaters en zijn (afhankelijk van het gebied en onder meer de turbiditeit van het overstromingswater, ongeveer vanaf de gemiddelde hoogwaterstand of hoger) begroeid met hogere planten, pioniers onderaan en meer en meer overblijvende soorten bovenaan. Aan de kust zijn overstromings- en grondwater zout tot brak. In estuaria schakelen ze zich bovendien ook landinwaarts van volledig zout naar volledig zoet. Langs deze altitudinale (overstromingsfrequentie) en longitudinale (zout-brak-zoet) abiotische gradiënten vindt men verschillende getijgebonden habitats, maar daarnaast ook habitattypes waarvan zowel getijgebonden als niet getijgebonden varianten bestaan. In dit hoofdstuk bespreken we uitsluitend de slikken en schorren, m.a.w. van deze laatste groep beschouwen we enkel de getijgebonden varianten:

Europese habitattypes

- 1130 Estuaria
- 1140 Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten
- 1310_zk Eénjarige pioniervegetaties van slik- en zandplaatgebieden met *Salicornia*-soorten en andere zoutminnende planten
- 1310_zv Hoge schor met zeevetmuurvegetaties
- 1320 Vegetaties van Engels slijkgras op de overgang tussen slik en schor in de zoute tot sterk brakke (mesohaliene) zone
- 1330 Atlantische schorren: zout- en brakwaterschorren, inclusief zeebiesvegetaties
Brakke schorren hebben een visueel meer uitgesproken verticale structuur dan de zoutwaterschorren doordat sommige plantensoorten hoger uitgroeien.
- 3270 Pioniervegetaties op de zoetwaterschorren met ganzenvoet- en tandzaadsoorten die tot dit habitatype kunnen gerekend worden
- 6430_hw Verbond van harig wilgenroosje in het zoetwatergetijdengebied
- 6430_mr Brakke rietvegetaties met echte heemst
- 91E0_wvb: Wilgenvloedbossen in het zoetwatergetijdengebied

Regionaal belangrijke biotopen (rbb)

- rbbmr Rietland en *Phragmites*-vegetaties

4.1.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 8. Gevoeligheden voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G=gevoelig, N= niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011) van geheel of gedeeltelijk getijafhankelijke Europese habitattypes

Habitat-type	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via de bodem	Eutrofiëring via het grondwater	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verzuring via de lucht	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verzoeting via het grondwater	Verzoeting via het oppervlaktewater	Verzilting via het grondwater	Verzilting via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
	3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-1	7-2	7-3	7-4	8-5
1130	N	O	O	G	N	N	N	G	G	G	G	G	G	G	O
1140	N	N	N	G	N	N	N	N	N	G	N	N	N	N	O
1310	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1310	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1320	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1330	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
3270	N	N	N	N	N	N	N	G	G	G	N	N	G	G	O
6430_hw	N	N	N	N	O	O	O	G	G	G	N	N	G	G	O
6430_mr	N	N	N	N	O	O	O	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0_wvb	N	G	G	G	N	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
rbbmr	G	G	G	G	N	G	G	G	N	G	N	N	N	N	O

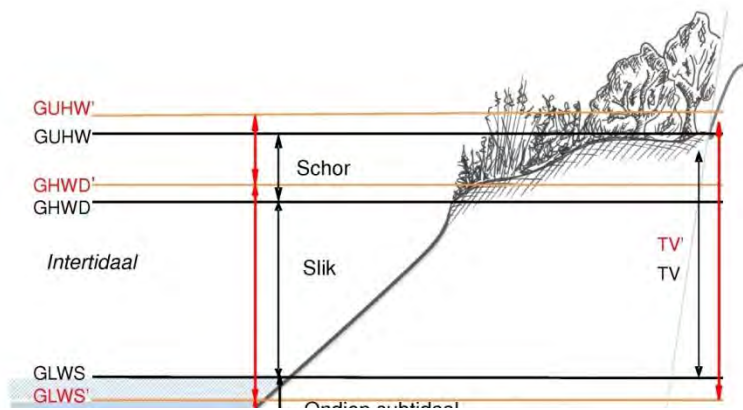
4.1.3 Biotische gevolgen

4.1.3.1 Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel

Het rechtstreekse gevolg van de zeespiegelstijging is een verandering van getijregime, dé belangrijkste altitudinale habitatdriver op slikken en schorren: de hoog- en laagwaterstanden, de kracht van de stroming en de daaraan gebonden sedimentverplaatsingen. Deze beïnvloeden op elke locatie de overstromingsdynamiek en de sedimentsamenstelling, die op hun beurt de vestigingskansen voor dieren en planten bepalen. Eéns gevestigd sturen deze op zich de dynamische processen verder mee aan. Diatomeeën consolideren het slik, bodemdieren houden het sediment in beweging, planten houden het sediment vast, werken zo mee aan plaatselijke ophogingen en creëren vestigingskansen voor andere soorten.... Maar ook ingrepen in de morfologie van kust en estuaria hebben invloed op de waterstanden en andere habitatvormende processen. In estuaria komt daar bovenop nog beïnvloeding van de latitudinale/altitudinale en longitudinale zoutindringing. Deze effecten zijn niet momentaan maar op gang gebrachte koerswijzigingen in de dynamiek kunnen decennialang naijlen. In dit stochastisch geheel is het moeilijk om éénduidige oorzaak-gevolgrelaties te leggen. Van Braeckel et al. (2012) trachtten met behulp van numerieke modelleringen (1D en 2D modellen) de relatieve bijdrage van de algemene zeespiegelstijging en van verschillende type-ingrepen op getij-indringing in de Zeeschelde te kwantificeren.

4.1.3.1.1 Areal van slikken en schorren

Algemeen theoretisch kan men stellen dat een toename van het getijverschil de verticale reikwijdte van slikken en schorren uitbreidt (Figuur 20). De werkelijke ontwikkeling van slikken en schorren ten gevolge van een toenemend getijverschil is echter ook nog afhankelijk van sediment, hydromorfodynamiek en topografie. Indien harde structuren zijdelingse uitbreiding van het areaal beperken versteilt de intertidale gradiënt, komt er nauwelijks habitat bij en vermindert de dit proces en het sedimentbudget bepaalt of habitats 'verdrinken' dan wel verder versteilen door ophoging.



Figuur 20. Slikken en schorren en toename van het getijverschil (GLWS: gemiddeld laagwater bij springtij; GHWD: gemiddeld hoogwater bij doortij, GUHW gemiddeld uitzonderlijk hoogwater) naar Van Braeckel et al., 2012. N.B. de hoogteverhoudingen in de figuur zijn representatief voor een ruimtelijk eng estuarium, zoals het kunstmatig slik-schorreliëf langs de zoetwaterschorren langs de Zeeschelde, waar door de geforceerde getijwerking (veroorzaakt door de stelselmatige inperking van de komberging van de rivier) de tijaal in historische tijden steeds verder vergrootte zonder dat het achterland ruimte bood voor intertidale uitbreiding.

4.1.3.1.1 Effect op slikareaal

Aangezien de zeespiegelstijging een geleidelijk en gestaag proces is, kunnen de slikken meegroeien met de stijging van het laagwater. De ondergrens schuift dan verder op naar boven, het subtidaal areaal breidt uit en de slik/schorgrens bovenaan schuift mee op. Voorwaarden zijn dat de sedimentvrucht voldoet om de verticale groei te voeden, anders 'verdrinkt' het slik, en dat de laterale ruimte toereikend is om te voorkomen dat de helling te steil wordt en de overstromingsgradiënt samengedrukt wordt. In extreme gevallen kunnen kliffen ontstaan en verdwijnen er delen van de overstromingsgradiënt.

In het Schelde-estuarium volgt de toename van de laagwaterstand de zeespiegelstijging tot Baalhoek, verder stroomopwaarts wordt ze voortschrijdend gedempt. Tussen Temse en Gent vermindert de toename van de laagwaterstanden tot slechts 35 cm ten opzichte van de 60 cm stijging aan de monding. In de Westerschelde, meso- en oligohaliene zone wordt dus relatief meer slik omgezet in ondiep water dan in het zoete deel van de Zeeschelde. Anderzijds is het effect van de zeespiegelstijging in gemeten waterstanden moeilijk te onderscheiden van de gevolgen van ingrepen (Van Braeckel et al., 2012).

4.1.3.1.2 Effect op schorareaal

Aangezien de zeespiegelstijging een geleidelijk proces is, kunnen ook schorren zich enigszins aanpassen en meegroeien met de stijgende waterstanden. Boven- en ondergrens van de schor schuiven dan op naar boven in de verticale gradiënt. Ook hier is voldoende sediment nodig om de verticale groei aan te kunnen. Een tweede belangrijke voorwaarde is dat er laterale uitbreiding van de schor in het achterland mogelijk is, anders ontstaan er kliffen en verkleinen ze tot de hoogste delen van de voormalige schor.

In het Schelde-estuarium is de stijging van het hoogwater over nagenoeg de hele lengte groter dan de toename van de laagwaterstanden. Temmerman et al. (2004) voorspelden dat de schorren in de Zeeschelde onder de huidige sedimentvrucht probleemloos kunnen meegroeien met de verhoging van het hoogwater. In de Westerschelde zou dat iets minder evident zijn indien de sedimentbeschikbaarheid zou dalen.

4.1.3.1.2 Kwaliteit van slikken en schorren

In tegenstelling tot verschillende andere ecosystemen, ontwikkelen natuurlijke slik- en schorgebieden zich niet tot een stadium van homeostasis⁶, maar doorlopen ze steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van slik- en schorgebieden wordt met andere woorden bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten. Het proces van de sedimentatie of accumulatie leidt meestal tot een verticale groei van het intergetijdengebied en is één van de belangrijkste factoren die ecologische processen binnen deze systemen bepaalt (Reed 1989). Het zet zich voort tot de schor uitgroeit tot net boven de gemiddelde hoogwaterlijn en een evenwichtstoestand bereikt wordt (Allen 2000; French 1993). De schorvegetatie zelf speelt hierin een zeer belangrijke rol. Planten kunnen de depositie van sedimenten sterk bevorderen en het proces van erosie afremmen (Esselink et al. 1997;

⁶Homeostase is het bestaan van onderling op elkaar afgestemde processen die voor het leven noodzakelijke toestanden constant houden.

Sanchez et al. 2001). Hierdoor wordt op zijn beurt de groei van de vegetatie bevorderd doordat de invloed van de getijdynamiek vermindert met toenemende hoogte in het getijdenster (Bertness et al. 1992), een proces dat wordt aangeduid als een typisch voorbeeld van "positieve feedback". In natuurlijke systemen worden spontane slik- en schorontwikkeling door sedimentatie afgewisseld met erosie. Deze degeneratieve fase wordt doorgaans ingezet met het afkalven van de schor vanaf de slik/schorrand, waarbij zowel de vegetatie als het geaccumuleerde sediment stelselmatig verdwijnen (Pringle 1995; Allen 2000). Uit onderzoek blijkt dat de helling van de intergetijdengebieden een cruciale rol speelt in het op gang brengen van dit proces. Wanneer een bepaalde helling overschreden wordt in de overgang van de gemiddelde laagwaterlijn naar de gemiddelde hoog waterlijn start het natuurlijk proces van afkalving. Slikken en schorren eroderen en het proces van de sedimentatie kan van voren af aan beginnen (van de Koppel et al., 2005). De zijdelingse ruimte die een natuurlijk slik-schorsysteem inneemt om dit dynamisch evenwicht te onderhouden neemt dus toe met het tijverschil. De vrijheid om deze zijdelingse ruimte in te nemen bepaalt in hoge mate de kwaliteit van de schorhabitat en de slikplaten en de volledigheid van aanwezige habitattypes in de verticale gradiënt. Kust- en oeververdedigingen, of in sommige gevallen het natuurlijke reliëf, kunnen de bewegingsvrijheid van slikken en schorren echter sterk aan banden leggen terwijl het tijverschil toeneemt. Dit heeft tot gevolg dat overgangen steiler worden en slik- en schorarealen sterk wegeroderen, echter niet gevolgd door een nieuwe ontwikkelingsfase. Verschillende habitats in de verticale gradiënt verdwijnen voorgoed, vooral in de hogere slik- en de lagere schorzones. De verticale habitatgradiënt wordt sterk samengedrukt en is onvolledig. In plaats van een mozaïekstructuur van habitattypes ontstaan er linten van laag slik en hoog veruigd schor dat haast nooit meer overstroomt met daartussen een hoge klif. Deze evolutie wordt nog verder versterkt door de toenemende intensiteit en frequentie van golfslag.

4.1.3.2 *Effecten van veranderingen in overstromingsdynamiek*

Overstromingsdynamiek op slikken en schorren en de gradiënten daarin zijn sterk bepalend voor de vestigingskansen van fauna en flora. Verarming van de schakeringen daarin door versteiling verminderen deze vestigingskansen en de biodiversiteit op slikken en schorren.

4.1.3.3 *Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel*

De kwaliteit van schorren wordt niet alleen bepaald door de overspoelingsdynamiek. Een belangrijke structuurbepalende factor is ook het drainagepatroon en de schakeringen daarin (Gyselings et al., 2011). Indien vooral nog de hoogste schorren overblijven, die slechts sporadisch overstroomd, dan zullen deze sterk draineren en veruigen. In de zoute en brakke schorren gaat dit ook nog gepaard met verzoeting en verschuiving naar plantengemeenschappen met minder halofyten.

Verhoogde waterstanden in de lagere schorzones kan leiden tot het ontstaan van niet of slecht gedraineerde schordelen waardoor zuurstofloze kale plekken ontstaan die dan eventueel weer gevoeliger worden voor erosie.

4.1.3.4 *Wijziging in soortensamenstelling door verzoeting en verzilting*

Een gevolg van de zeespiegelstijging in estuaria is de verdere zoutindringing wat een invloed heeft op de saliniteitsgradiënt. Hiermee verschuiven ook de schakeringen in de gemeenschapsstructuren van fauna en flora. Een mogelijk gevolg is het samendrukken van de meso- en oligohaliene gradiënten.

Langsheen de saliniteitsgradiënt zijn de gemeenschappen aangepast aan zoutstress die gepaard gaat met de dagelijkse en seizoenale schommelingen in het zoutgehalte, veroorzaakt door respectievelijk het dagelijkse tij en aan neerslagschommelingen. De extreme neerslag- en droogtepieken die met klimaatveranderingen gepaard gaan, versterken deze effecten echter en verhogen de zoutstress. Enkel de organismen die bestand zijn tegen grotere zoutstress kunnen zich handhaven, waardoor verschuivingen in competitiepatronen leiden tot een algemene verarming van de diversiteit.

4.1.3.5 *Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring*

Slikken en schorren zijn van nature reeds voedselrijke systemen, toch wordt in de literatuur beschreven hoe toegenomen eutrofiëring competitiepatronen op de schorren kan beïnvloeden. In de laagste schorzone kunnen wieren de vestiging van pioniers verhinderen (Figuur 21, Van Oevelen et al., 2000). In de hogere schorren kan dit versneld leiden tot eentonige climaxvegetaties (Silliman & Bertness, 2004).



Figuur 21. Dikke pakken groenwier bemoeilijken de doorbraak en vestiging van *Salicornia* in de pionierzone (foto E. Van den Bergh; Orplands, Essex, UK)

4.1.3.6 Effecten van temperatuurstijging

Stijging van de gemiddelde temperatuur kan in zoute schorren leiden tot wijzigingen in de vegetatiestructuur, en dan met name tot een groter overwicht van grassen ten opzichte van niet-grassen (Gedan & Bertness, 2009). Door de toenemende evapotranspiratie kan in de zoute schorren ook de zoutconcentratie verhogen, wat eveneens in verandering van vegetatiestructuur kan resulteren (McKee et al., 2002).

In estuaria (1130) zal temperatuurstijging, vooral in combinatie met eutrofiëring leiden tot een verhoogde zuurstofvraag en eventueel zuurstofloosheid (Meire et al., 2013). Algemeen kunnen competitieve shifts in het voedselweb optreden en kunnen eventueel niches ingenomen worden door al dan niet invasieve exotische soorten.

Tabel 9: Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van schorhabitats

Habitat	Minimum T-index	Gemiddelde T-index	Maximum T-index	Aantal soorten met T-index					
				1,5	1,8	2	2,5	3	-
1310	2,5	2,5	2,5				5		13
1320	0		0						2
1330	2	2,5	3			2	32	5	20

4.1.3.7 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek

Wijzigingen in de landschapsdynamiek van slikken en schorren hangen samen met de effecten van de zeespiegelstijging zelf en met het overstromingsrisicobeheer dat daaruit voortvloeit. De van nature dynamische kustsystemen zijn in principe zelfregulerend ten aanzien van de zeespiegelstijging op voorwaarde dat er voldoende sedimentbudget én ruimte beschikbaar is om zich te herschikken in het landschap. Vooral deze ruimte vormt echter het probleem in Vlaanderen, er zijn simpelweg onvoldoende uitwijkmogelijkheden landinwaarts. Om het bestaande areaal te behouden moet derhalve de toegenomen dynamiek van kust en estuaria aan banden gelegd worden en slechts hier en daar kan uitbreiding toegestaan worden in de vorm van gecontroleerde en bedijkte ontpolderingen en slufers. Het resultaat is dat hier en daar zich 'iets' van de natuurlijke landschapsdynamiek kan handhaven.

4.1.3.8 *Risico op ziektes en plagen*

Net zoals bij oppervlaktewateren verhoogt een hogere (water)temperatuur de kans op een concentratietoename van parasieten, ziekteverwekkers of -vectoren voor dieren en de mens (Wong et al, 2014).

4.2 Kustduinen

4.2.1 Inleiding

Dit ecosysteem omvat de volgende Europese habitattypes:

Droge duinen met pionier- en graslandvegetaties

- 2110 Embryonale wandelende duinen
- 2120 Wandelende duinen op de strandwal met *Ammophila arenaria* (witte duinen)
- 2130 Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie (grijze duinen)
- 2150 Eu-Atlantische, vastgelegde, ontcalcite duinen (*Calluno-Ulicetea*)
- 2170 (p.p.) Lage kruipwilgstruwelen in stuivende duinen of droge graslanden

Duinstruwelen en -bossen

- 2160 Duinen met *Hippophae rhamnoides*
- 2180 Beboste duinen van het Atlantische, continentale en boreale kustgebied
- 2170 (p.p.) Opgaande kruipwilgstruwelen

Lage, vochtige duinvegetaties

- 2170 (p.p.) Vochtige duinen met lage *Salix repens* ssp. *argentea* (*Salicion arenariae*)
- 2190 Vochtige duinvalleien

4.2.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 10. Gevoeligheden voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (G=gevoelig, N= niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)

Habitat-type	Effect	Eutrofiëring	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verziltig via het grondwater	Verziltig via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
		3-2	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-3	7-4	8-5
2110	Embryonaal duin	G	N	N	N	N	G	N	N	O
2110	Vloedmerkvegetaties met soorten van embryonaal duin	G	N	N	G	G	G	N	N	O
2120	Wandelende duinen	G	N	N	N	G	G	G	G	O
2130	Kalkrijke milieus	G	G	N	G	G	G	G	G	O
2130	Kalkarme milieus	G	O	N	G	G	G	G	G	O
2150	Ontcalcite duinen	G	N	N	G	G	G	G	G	O
2160	Duinen met duindoorn	G	G	N	G	G	G	G	G	O
2170	Vochtige duinen met kruipwilg	G	G	G	G	G	G	G	G	O

2180	Beboste duinen	G	G	G	G	G	G	G	G	O
2190	Duinpannen met kalkminnende vegetaties	G	G	G	G	G	G	G	G	O
2190	Overige waterrijke vegetaties in de duinen	G	G	G	G	G	G	G	G	O

4.2.3 Biotische gevolgen

Naast de stijging van het zeeniveau is de impact van klimaatverandering op het ecosysteem kustduinen relatief onduidelijk. Deze onduidelijkheid heeft te maken met de onzekerheid op de voorspelde klimaatvariabelen (zeker wat het windregime of neerslagwijzigingen betreft) maar ook door de complexe relatie tussen verstuiving en meteorologische factoren en interactie met de factor zandtoevoer. Daarnaast zal het kustduinecosysteem aan dezelfde beperkingen lijden als het ecosysteem slikken en schorren, met name de onmogelijkheid tot landinwaartse uitbreiding, wegens andere bestemmingen van het achterland. Zelfs in geval van beschikbare ruimte, zee- of landwaarts zal het vormingsproces moeilijk voorspelbaar zijn en van een andere tijdsdimensie dan waarmee het natuurbeheer heden ten dage rekening houdt.

4.2.3.1 Habitatwijzigingen t.g.v. stijging van de zeespiegel

Het zeespiegelniveau is een belangrijke factor in de vorming en erosie van duinen (Provoost et al., 2011). De zeespiegelstijging als gevolg van de globale opwarming van de aarde betekent een extra druk op de kust. Het systeem zit daarmee geprangd tussen de toenemende erosie aan zeezijde en het door urbanisatie en andere infrastructuur vastgelegde landschap aan landzijde, een fenomeen bekend als 'coastal squeeze' (Nicholls & Mimura 1998, Doody 2004).

Een verhoging van de zeespiegel, gecombineerd met een hogere stormfrequentie veroorzaakt een gewijzigde kustdynamiek en verhoogde erosie. Door erosie wordt het strand steiler en dus smaller en natter. Dit maakt dat er minder zand beschikbaar is voor verstuiving (NE & RSPB, 2014, Speybroeck et al., 2008). Deze smaller wordende stranden worden nu al vastgesteld (Besse-Lototskaya et al., 2011) en worden verholpen door het aanvullen van stranden.

Er zullen dus veranderingen optreden in het sedimentbudget dat aan- en afgevoerd wordt aan de duinen (NE & RSPB, 2014; Nichols et al., 2007; Psuty & Silveira, 2010).

Verwacht wordt dat dit proces leidt tot hogere golfenergie die de erosie nog versterkt en uiteindelijk resulteert in habitatverlies (NE & RSPB, 2014) (Psuty & Silveira, 2010).

Wijzigingen in de positie van de kustlijn kunnen mee de stabiliteit en mobiliteit van de duinen beïnvloeden (Hesp, 2002; NE & RSPB, 2014). De duinen kunnen smaller worden. Smallere duingordels capteren minder neerslag, met gevolgen voor de watertafel en de samenstelling van het freatisch grondwater.

Bij kusterosie wijzigt de duinhydrologie ook op andere wijze (NE & RSPB, 2014): de hoogwaterlijn, en daarmee ook de rand van het zoetwaterreservoir, zal een stuk landwaarts terugschrijven. Hierdoor zullen de grondwaterstanden in het duingebied mee dalen, wat ook de stromingspatronen zal beïnvloeden.

Daarenboven zal een stijging van de zeespiegel net leiden tot een verhoging van de hoogwaterlijn en dus een stijging van de grondwaterstanden. De uiteindelijke stijging of daling van de grondwaterstanden zal door een evenwicht tussen beide elementen, maar vooral ook, door verandering van meteorologische condities worden bepaald.

Verhoogde erosie, verhoogde duinstabiliteit en wijzigende grondwaterpatronen zorgen voor een wijziging in de ecologie van duinhabitats en hun soortensamenstelling (NE & RSPB, 2014).

Zoutwaterinrusie (Psuty & Silveira, 2010; Besse-Lototskaya et al., 2011): In Tabel 10 kan afgelezen worden dat de meeste duinhabitats in Vlaanderen hieraan gevoelig zijn.

4.2.3.2 Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel

Drogere zomers leiden waarschijnlijk tot een verlaging van de duinwatertafel. Vooral in vochtige duinsystemen zal dit leiden tot vochttekorten wat ertoe kan leiden dat typische soorten van de duinen verdwijnen (NE & RSPB, 2014; Besse-Lototskaya et al., 2011). De gevoeligheid van de duinhabitats in Vlaanderen voor deze verdroging kan worden afgelezen in Tabel 10.

Nattere winters daarentegen zorgen ervoor dat het strand niet meer uitdroogt en minder gemakkelijk verstoven wordt (NE & RSPB, 2014). Mogelijk zullen de nattere winters leiden tot hogere kwel in de duinvalleien (Besse-Lototskaya et al., 2011).

De geomorfologie van de (secundaire) duinvalleien wordt bepaald door de grondwaterstanden op het moment van vorming. De kenmerkende duinvalleivegetatie is aangepast aan deze relatie. Bij veranderingen in neerslag en/of evapotranspiratiepatronen kunnen zowel verhoging als verlaging van de grondwatertafel optreden. In beide gevallen zal dit leiden tot verschuivingen in de samenstelling van de duinvalleien. In het ergste geval leidt dit tot ruimtelijke verschuivingen van de patronen in functie van de lokale microtopografie. Vooral een verhoging van de amplitude van de fluctuatie is nefast voor de meest gevoelige soorten omdat dit voor het gehele valleisysteem geldt en ruimtelijke verschuiving van de soorten hier dus geen soelaas biedt.

De gevoeligheid van de duinhabitats in Vlaanderen voor een verhoging van de lente/winterwaterstand kan worden afgelezen in Tabel 10. Effecten van veranderingen in grondwaterregime zijn het meest relevant binnen de duinvalleien al kunnen ook vochtige duingraslanden, struwelen en bossen hierdoor negatief beïnvloed worden (Raman et al., in voorbereiding).

Veranderingen in het grondwaterregime vormen nu al een belangrijke potentiële oorzaak van de achteruitgang van de habitatkwaliteit van vochtige duinvalleien (habitattypen 2190) en in mindere mate ook van vochtige varianten van kruipwilgvegetaties (2170), duingraslanden (2130), duinstruwelen (2160) en duinbossen (2180). De meeste kenmerkende soorten van duinvalleien vereisen een gemiddelde grondwaterstand tussen maaiveld en 60 cm onder maaiveld. Het is moeilijk om precieze cijfers op te geven wat betreft 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 (Curelli 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. Gelet op de nu al precaire toestand van de grondwaterhuishouding, brengt de onvoorspelbaarheid van de effecten van klimaatverandering (met name de zomerse en winterse neerslagverdeling) grote onzekerheid over de toekomstperspectieven van de grondwaterafhankelijke duinhabitats, zeker gezien vanuit het relatief statische natuurbeeld nagestreefd met de habitatrichtlijninterpretatie van het moment.

Tabel 11: Abiotische bereiken voor grondwaterstanden in habitatsubtype 2190 (uitgedrukt in m onder het maaiveld). Status: Ls: afgeleid uit literatuur, standplaatskarakteristieken; Lr: afgeleid uit literatuur dmv kwantielregressie.

Nr Effectsubgroep	Variabele	Teken	Toetswijze	Abiotisch bereik n	Status	Referentie
5.1	GG	>		0,60	Ls	Aggenbach <i>et al.</i> 2000, 2001
5.1-5.2	GHG		10-90 percentiel	-0,25 – 0,25	Lr	Wamelink <i>et al.</i> 2014
5.1	GLG	<	90-percentiel	0,85	Lr	Wamelink <i>et al.</i> 2014
5.1-5.2	GVG		10-90-percentiel	-0,20 – 0,40	Lr	Wamelink <i>et al.</i> 2014

4.2.3.3 Droogtestress

Jones et al. (2008) toonden aan dat klimaatwijziging gedurende de laatste 60 jaar in Newborough Warren gecorreleerd was met een sterkere bodemontwikkeling in de droge duinen in periodes met hogere temperatuur en lagere zomerneerslag.

Een hogere gemiddelde temperatuur leidt tot een versnelde bodemontwikkeling (NE & RSPB, 2014). Ook kunnen duinsystemen stabiel worden, dus meer gefixeerd en minder stuivend, door warmere temperaturen, omdat plantengroei bevordert wordt (NE & RSPB, 2014).

4.2.3.4 Wijziging in soortensamenstelling

Klimaatexperts verwachten een directe invloed op soorten van de duinen door hun specifieke klimaatvereisten en – toleranties (Provoost et al., 2011).

Op dit moment zijn er al heel wat aanwijzingen voor een fenologieshift en een verschuiving van het verspreidingsareaal, maar er is nog weinig geweten over het effect van deze verschuivingen op het functioneren van het ecosysteem (Root et al., 2003; Berry et al., 2002). Het is vaak moeilijk om wijzigingen in arealen van soorten door klimaatverandering te onderscheiden van andere milieufactoren. Zo worden recent beduidend meer zuidelijke libellen en waterjuffers waargenomen aan de kust: gaffelwaterjuffer, zuidelijke glazenmaker, heidelibel, oeverlibel, keizerlibel. In dezelfde periode is het aantal poelen echter ook zeer sterk toegenomen. Bij vaatplanten denken we onder meer aan stijf hardgras, knolbeemdgras en zandlangbaardgras, doorgaans soorten van min of meer ruderaal standplaatsen. Besse-Lototskaya et al. (2011) melden voor Nederland dat de meeste duinecosystemen meer terugtrekkende dan uitbreidende soorten hebben.

Wanneer we de analyse maken van de Neuberg-Rannow T-index voor temperatuur van de habitatspecifieke soorten, dan zien we (Tabel 12) dat alleen in habitattypes 2120 en 2170 soorten voorkomen die eerder gematigde temperaturen nodig hebben.

Tabel 12: Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van duinhabitats

Habitat	Min T-index	Gemiddelde T-index	Max T-index	Aantal soorten met T-index					
				1,5	1,75	2	2,5	3	-
2110	2,5	2,5	2,5				6		1
2120	1,5	2,4	2,5	1			9		7
2130	2,5	2,7	3				16	8	18
2150	2,5	2,5	2,5				3		4
2160	2	2,3	2,5			6	7		5
2170	1,5	2,1	2,5	1		1	2		7
2180	2	2,3	2,5			3	5		6
2190	2	2,4	3			2	3	1	11

4.2.3.5 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm

Er bestaat globaal een verband tussen droogte en toename van verstuivingsdynamiek (Lancaster & Helm 2000; Arens et al., 2007). Grotere droogte kan, in combinatie met meer wind, leiden tot meer zandverstuivingen die mogelijk aanleiding geven tot nieuwe plaatsen met pionierstadia (Clarke & Rendell, 2009; NE & RSPB, 2014, Besse-Lototskaya et al., 2011). Een toenemende neerslag zou dus de fixatie van stuifduinen in de hand kunnen werken (zie ook Provoost et al., 2011 voor een case study over het loopduin in de Westhoek). Anderzijds kan een verhoogde stormfrequentie de verstuiving net stimuleren (Clarke & Rendell 2009).

4.2.4 Impact op de ecosysteemdienst kustbescherming (uit Provoost et al., 2014)

Duinen en intergetijdengebieden bieden bescherming tegen erosie van de kust en tegen mariene overstroming van de achterliggende, laag gelegen delen van de kustvlakte. Grote delen van die kustvlakte liggen meer dan twee meter onder het niveau van een gemiddelde jaarlijkse stormvloed (5,5 m TAW) en zijn dus bijzonder kwetsbaar. De belangrijkste bedreiging gaat uit van stormvloeden waarbij een combinatie van hoog water, wind en golven het zeewater sterk opstuwt en de zeevering overstroomt of doorbreekt. Bij de stormvloed van februari 1953 bijvoorbeeld, werd een waterstand van 6,66 m TAW genoteerd, een peil dat globaal slechts om de 250 jaar wordt bereikt. Men spreekt van een storm met een retourperiode van 250 jaar (MDK 2011, Sneyers 1953). Vermits bij de voorspelde klimaatverandering een verhoging van de zeespiegel en het frequenter voorkomen van stormen te verwachten zijn, wordt het leveren van de dienst "kustbescherming" minder gegarandeerd. Los van het overstromingsrisico kunnen hevige stormen ook slachtoffers veroorzaken en grote materiële schade aanrichten.

4.3 Graslanden

4.3.1 Inleiding

Dit ecosysteem omvat de volgende Europese habitattypes:

Kalkminnende graslanden

- 6120 Kalkminnend grasland op dorre zandbodem
- 6210_hk Kalkrijk grasland, exclusief duingrasland (kalkgrasland (*Gentiano-Koelerietum*))
- 6210_sk Kalkrijke zomen en struwelen
- 6510_huk Kalkrijk kamgrasland (*Galio-Trifolietum*)

Droge schraalgraslanden

- 6230_ha Soortenrijk struisgrasland
- 6230_hn Droog heischraal grasland
- 6230_hnk Heischraal grasland met kalkminnende soorten (*Betonica-Brachypodietum*)
- 6510_hu Glanshaver-verbond (*Arrhenaterion*)

Vochtige schraalgraslanden

- 6230_hmo Vochtig heischraal grasland
- 6410_mo Basenrijke *Molinion*-graslanden
- 6410_ve Basenarme *Molinion*-graslanden, inclusief het veldrustype
- 6510_hua Ass. van weidekerveltorkruid (verbond van grote vossenstaart (*Alopecurion*))
- 6510_hus Grote pimpernelgraslanden

Matig voedselrijke graslanden

- Rbbhc Dotterbloemgrasland
- Rbbkam Soortenrijk kamgrasland
- Rbbvos Grote vossenstaartgraslanden
- Rbbzil Zilver schoongrasland

Voedselrijke ruigten

- 6430_bz Boszomen
- 6430_hf Vochtige tot natte ruigten
- 6430_hw Verbond van harig wilgenroosje
- 6430_mr Rietlanden met echte heemst, moeraslathyrus en/of moerasmelkdistel
- Rbbhf Moerasspirearuigte met graslandkenmerken

Zilte graslanden

- 1330_hpr Binnendijkse zilte graslanden

4.3.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 13. Gevoeligheden van habitattypes voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011). G=gevoelig, N= niet gevoelig, O= onbekend.

Habitat-type	Effect													
		Eutrofiëring via de bodem	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via het grondwater	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verzuring via de lucht	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging hydrologie oppervlaktewaterlichaam	Verzoeting via het grondwater	Verzoeting via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
		3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2	4.3	5.1	5.2	6	7.1	7.2	8.5
1330_hpr	Binnendijkse zilte graslanden	G	G	G	G	N	G	G	G	G	G	G	G	O
6120	Kalkminnend grasland op dorre zandbodem	G	G	N	G	G	N	G	N	G	G	N	N	O
6210_hk	Kalkrijk grasland, exclusief duingrasland (kalkgrasland (<i>Gentiano-Koelerietum</i>))	G	G	N	G	G	N	N	N	G	G	N	N	O
6210_sk	Kalkrijke zomen en struwelen	G	G	N	G	G	N	N	N	G	G	N	N	O
6230_ha	Soortenrijk struisgrasland	G	G	N	G	G	N	N	G	G	G	N	N	O
6230_hmo	Vochtig heischraal grasland	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	O
6230_hn	Droog heischraal grasland	G	G	N	G	G	N	N	N	G	G	N	N	O
6230_hnk	Heischraal grasland met kalkminnende soorten	G	G	N	G	G	N	N	N	G	G	N	N	O
6410_mo	Basenrijke <i>Molinion</i> -graslanden	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	O
6410_ve	Basenarme <i>Molinion</i> -graslanden, incl. veldrustype	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	O
6430_bz	Boszomen	G	G	N	G	N	N	N	N	G	G	N	N	O
6430_hf	Vochtige tot natte ruigten	N	N	N	N	N	N	N	G	G	G	N	N	O
6430_hw	Verbond van harig wilgenroosje	N	N	N	N	N	N	N	G	G	G	N	N	O
6430_mr	Rietlanden met echte heemst, moeraslathyrus en/of moerasmelkdistel	N	N	N	N	N	N	N	G	G	G	N	N	O
6510_hu	Glanshaververbond (<i>Arrhenaterion</i>)	G	G	G	G	G	N	N	G	G	G	N	N	O
6510_hua	Ass. van weidekerveltorkruid (verbond van grote vossenstaart)	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	O
6510_huk	Kalkrijk kamgrasland (<i>Galio-Trifolietum</i>)	G	G	N	G	G	G	G	N	G	G	N	N	O

6510_hus	Grote pimpernelgrasland	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	O
rbbhc	Dotterbloemgrasland	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	O
rbbkam	Kamgrasland	G	G	G	G	G	N	N	N	N	G	N	N	O
rbbhf	Moerasspirearuigte met graslandkenmerken	G	N	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	O
rbbvos	Vossenstaartgrasland	G	G	G	G	G	N	G	G	G	G	N	N	O
rbbzil	Zilverschoongrasland	G	G	G	G	G	N	G	G	G	G	N	N	O

4.3.3 Biotische gevolgen

In Vlaanderen variëren graslanden van een monocultuur van ingezaaide soorten tot soortenrijke half-natuurlijke en natuurlijke gemeenschappen. De regionale verspreiding van deze laatste wordt onder meer bepaald door de variatie in bodemtextuur en andere bodemeigenschappen, temperatuur en neerslag, veel minder is bekend over het effect van seizoenspatronen van temperatuur en precipitatie. Soortspecifieke responsen op klimaatwijzigingen kunnen leiden tot een veranderde soortensamenstelling en structuur van de graslandgemeenschap (Jones 1997). Zowel kortetermijn-, als langetermijneffecten werden waargenomen bij graslanden, zoals bijvoorbeeld de toename in primaire productie en dientengevolge ook koolstofopslag door verhoogde CO₂-concentraties.

4.3.3.1 Effecten van verandering in overstromingsdynamiek

Klimaatscenario's van Witte et al. (2009) voorspellen frequentere overstromingen in midden- en benedenlopen. Aangezien het oppervlaktewater en het meegevoerde slib verrijkt/vervuild kan zijn met nutriënten en zware metalen, kan dit leiden tot een uitbreiding van natte, tamelijk voedselrijke, hoog productieve beekdalecosystemen (grote zeggen, ruigtes en broekbos) ten koste van de waardevolle schraalgraslanden.

Er zijn nog veel onzekerheden met betrekking tot veranderingen in overstromingsdynamiek. Er kan worden gesteld dat de klimaatverandering op een indirecte manier effect kan hebben op graslanden die afhankelijk zijn van een overstromingsregime. Een **verminderde waterafvoer** in rivieren met verminderde overstromingsfrequentie en -duur en **verlaagde grondwatertafel** in het aangrenzend valleigebied ten gevolge van een verminderde precipitatie lijkt het meest effect te hebben op overstromingsgraslanden (Ludwig 2014; Catford et al., 2013). Ludwig (2014) vond in haar doctoraatsstudie dat wanneer in de zomer de waterafvoer van de Elbe en de Rijn vermindert en in de overstromingsvlakte de grondwatertafel zakt dat plantensoorten de verschuiving in omgevingsfactoren volgen samengaan met een hoogtegradiënt. Ook Verduren et al. (2003) veronderstelden dat sommige plantensoorten van overstromingsgraslanden in zekere mate opschuiven volgens een hoogtegradiënt als respons op jaarlijks veranderende hydrologische condities. Er is echter nog veel onduidelijkheid over de mate waarin en vooral welke plantensoorten dergelijke patronen zullen blijven vertonen in toekomstige klimaatscenario's. Ook de uitbreiding of inkrimping van een vegetatiezone vraagt nader onderzoek. Rood et al. (2008) en Ström et al. (2011) gaven aan dat een vegetatiezone waarschijnlijk zal inkrimpen bij een afnemende grondwateramplitude en groter wordt wanneer de amplitude toeneemt.

Ludwig (2014) onderzocht de kieming van zaden, van soorten indicatief voor natte overstromingsgraslanden, als respons op een verlaagde waterpotentiaal (indicatie voor verminderde waterbeschikbaarheid in een toekomstig klimaatscenario) en vergeleek dit met de kieming van zaden van soorten indicatief voor drogere overstromingsgraslanden. Ze vond dat zaden van soorten uit natte overstromingsgraslanden meer negatief beïnvloed waren. De zaden kiemden direct in omstandigheden die ongunstig waren voor vestiging. De zaden van soorten indicatief voor drogere habitats uit de overstromingsvlakte kiemden meer asynchroon en later, op locaties waar de vochtigheidsgraad voldoende is. Soorten die niet aangepast zijn aan drogere omstandigheden, zijn meer kwetsbaar voor veranderende klimaatomstandigheden. Een verschuiving volgens een hoogtegradiënt naar locaties die nog steeds voldoende vochtig zijn voor vestiging, kan hiervan een gevolg zijn. Een snellere zaadzetting onder invloed van veranderende temperaturen is een andere mogelijke fenologische verschuiving die kan leiden tot een vroegere kieming, wanneer de bodem nog vochtig genoeg is van de precipitatie in de herfst en winter. Dan zullen andere factoren, zoals het voorkomen van voorjaarsoverstromingen en vorst, een grotere rol spelen. Er is meer onderzoek nodig naar het tijdstip van kieming onder gewijzigde klimaatomstandigheden.

In een review van Brotherton & Joyce (2015) wordt ingezoomd op meer extreme klimaatgebeurtenissen. Hier wordt meer ingegaan op de veerkracht en herstel van natte graslanden na **intense overstromingen**. Een intense overstroming kan de distributie van planten beïnvloeden volgens een gradiënt van tolerantie aan inundatie. Minder tolerante soorten vertoonden na extreme overstromingen een gereduceerde verspreiding die een aantal jaren kan standhouden, in tegenstelling tot bijvoorbeeld soorten van oeverhabitats die meer overstromingstolerant zijn. De abundantie van de

vegetatie hoeft niet noodzakelijk direct af te nemen na een extreme overstroming, hoewel de soortendiversiteit en de soort-turnover onmiddellijk beïnvloed kunnen worden (Ilg et al., 2008). Dit suggereert dat de stabiliteit eerder bepaald wordt door langetermijnprocessen die de gemeenschap in staat stelt functioneel te blijven, gebruik makend van soort-turnover. De veerkracht na een extreme of aanhoudende overstroming wordt vergroot door een hoger aandeel aan levensvatbare zaden afkomstig van zaden die zowel tolerant zijn voor natte als droge condities (Nielsen et al., 2013).

Door verschillende auteurs werd een **vertraagde respons** geobserveerd na extreme gebeurtenissen wat een indicatie is dat effecten enige tijd kunnen aanhouden (Sherry et al., 2011). Zo kan een vertraagde respons van een dominante soort mogelijkheden bieden voor vestiging van andere soorten vrij van competitie. En worden op die manier verschuivingen in soortensamenstelling van overstromingsgraslanden vastgesteld met een verandering van dominante soorten (Cavin et al., 2013). Voor natte graslanden wordt zowel de grootte als de duur van de gebeurtenis als belangrijk beschouwd.

Beltman et al. (2007) onderzochten het effect van **overstroming in combinatie met toevoeging van nutriënten**. Zij vonden dat zowel de additie van stikstof als de winteroverstromingen een negatief effect hadden op de soortenrijkdom. De overstromingen veroorzaakten hier geen hoge mortaliteit, maar eerder een positieve beïnvloeding van competitieve soorten: eerst grote kruiden die kiemden op het sediment, nadien graminoiden⁷ die zich makkelijk konden verspreiden via klonale groei.

4.3.3.2 *Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel*

Van Walsum et al. (2002) modelleerden de effecten van hydrologische veranderingen op terrestrische vegetatie. De gevolgen van klimaatsveranderingen voor natte en vochtige beekdalgraslanden (6410, rbbhc) bleken beperkt. De verandering in oppervlakte was in de meeste scenario's positief. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat geen rekening werd gehouden met de effecten van overstroming. In het natste scenario leidt de toegenomen neerslag tot hogere voorjaarsgrondwaterstanden; in het droogste scenario leidt de toegenomen verdamping (als een gevolg van stijgende temperaturen en toegenomen straling) tot meer kwel in de wortelzone. Toegenomen verdamping zou wel tot een toename van grondwaterfluctuaties kunnen leiden. Hierbij wordt echter geen droogtestress verwacht. In hoger gelegen infiltratiegebieden is de gevoeligheid voor klimaatsveranderingen groter.

Ook Witte et al. (2009) verwachten in de meeste gevallen geen of positieve effecten in natte grondwater gevoede schraalgraslanden omdat de grondwateraanvulling in het voedende infiltratiegebied in verschillende klimaatscenario's gelijk blijft en mogelijk zelfs toeneemt. De nattere winters leiden tot hogere grondwaterstanden in het winterseizoen, wat de afvoer van regenwater over het oppervlak bevordert zodat de gewenste invloed van kwelwater in de wortelzone toeneemt (o.a. Schot et al., 2004). Volgens het droogste klimaatscenario zou de grondwaterstand in de zomer te diep kunnen wegzakken. In combinatie met een verhoogde temperatuur kan dat leiden tot een verhoogde afbraak van organisch materiaal, waardoor schraallanden uiteindelijk verruigen. Echter, vermoedelijk werd de GLG hier te laag berekend (en het vochttekort te hoog) waardoor –met uitzondering van kleine grondwatersystemen- wellicht de grondwaterstanden hoog blijven en geen vochttekorten zullen optreden.

4.3.3.3 *Droogtestress*

Gebruik makende van lange-termijn klimatologische data uit West-Europa, zochten De Boeck & Verbeeck (2011) naar klimatologische karakteristieken geassocieerd met droogteperioden. Ze onderzochten het effect van deze perioden op planten in grasland, loofbos en naaldbos. **Natuurlijke droogteperioden** (meer zonneschijn, hogere gemiddelde en maximale temperatuur en verminderde dampspanning) werden vergeleken met droogteperioden waarbij enkel de precipitatie werd beïnvloed. In graslanden bleek er een groter verlies te zijn van koolstof tijdens natuurlijke droogteperioden. Zolang de watervoorraad voor planten voldoende is, worden gunstige effecten waargenomen: straling stimuleert de fotosynthese en een hogere dagtemperatuur en meer zonlicht doet de temperatuur in de bladeren toenemen tot dicht tegen de metabolische optima. Deze positieve effecten kunnen in de herfst minder zijn, gezien in dit seizoen de respiratie meer gestimuleerd wordt dan de fotosynthese. Van zodra de waterreserves zijn opgebruikt, wordt er droogtestress bij de planten vastgesteld: het sluiten van de huidmondjes, een verhoogde temperatuur in de bladeren, foto-inhibitie, toegenomen evapotranspiratie... Ondiep wortelende planten in graslanden ervaren als eerste droogtestress.

Door middel van experimenten werd door De Boeck et al. (2007) **warmte geïnduceerd** om het effect te testen van toegenomen warmte op de bovengrondse en ondergrondse productiviteit van graslandgemeenschappen. Hieruit bleek dat warmere condities leiden tot een afgenomen boven- en ondergrondse productiviteit samengaand met een significant lagere hoeveelheid water in de bodem.

⁷ Gras-, zegge-, bies- en russoorten

Dreesen et al. (2015) onderzochten de dynamiek van graslandsoorten in artificiële graslandgemeenschappen, nadat deze werden blootgesteld aan **geïnduceerde extreme droogteperiodes**. De biomassa nam sterk af na extreme droogteperiodes. Dit effect werd nog versterkt door een hogere temperatuur. De weerstand en sterfte ten aanzien van extreme droogteperiodes was vergelijkbaar voor de verschillende soorten. De veerkracht echter en het herstel was soortspecifiek. Dit leidde tot sterke verschillen in biomassa op het eind van het groeiseizoen zowel op soortniveau als op gemeenschapsniveau. In gemeenschappen met een hoge mortaliteit was er meer mogelijkheid voor vestiging van (nieuwe) soorten. Dit effect bleek slechts tijdelijk te zijn. Na een jaar was de hoeveelheid ongebruikte bronnen terug sterk afgenomen. Over het algemeen bleken de graminoïden het meest succesvol te zijn in het bezetten van ongebruikte bronnen na extreme droogteperiodes. Van Peer et al. (2001) voerden veldexperimenten uit en vonden dat een hogere sterfte na extreme droogte gecorreleerd was met een hogere soortenrijkdom van overblijvende grassen. Enerzijds werd dit toegeschreven aan een hogere waterconsumptie in soortenrijke systemen, anderzijds zou het herstel van individuele planten gefaciliteerd worden door de ruimte die gecreëerd wordt na hogere mortaliteit in soortenrijke systemen. Er werd een verband gevonden tussen de soortenrijkdom en de grootte en de densiteit van de vrijgekomen ruimte.

4.3.3.4 *Wijziging in productiviteit door veranderingen in de koolstofbalans*

Klimaatwijzigingen beïnvloeden zowel de bovengrondse als ondergrondse processen die deel uitmaken van de koolstofcyclus en bepalen uiteindelijk hoeveel koolstof er gesekwestreerd wordt in graslandbodems. De hoeveelheid gesekwestreerde koolstof in graslanden is het verschil tussen de netto primaire productie enerzijds en de heterotrofe respiratie, wegname van biomassa door oogst/beheer, vuur en veranderingen in koolstofopslag in de bodem anderzijds (Schulze et al., 2002).

Riedo et al. (2000, 2001) vonden kleine en variabele effecten op de bodemkoolstof bij een **temperatuurstijging** van 2°C. Er was een afname in sommige hoog productieve valleigebeden, maar op grotere hoogte met kleiige gronden werd er een toename van 10% bodemkoolstof vastgesteld. Op deze sites werd het koolstofverlies -veroorzaakt door hogere decompositiesnelheden- gecompenseerd door een verhoogde koolstofinput omwille van een hogere netto primaire productie. Giardina & Ryan (2000) en Thornley & Cannel (2001) suggereren dat een versnelde microbiële respiratie, veroorzaakt door een toename van de temperatuur, resulteert in een toename van koolstofverlies, maar dat op lange termijn meer koolstof is gesekwestreerd door een hogere netto primaire productie gecombineerd met versnelde fysicochemische 'stabilisatie'-reacties. Jobbágy & Jackson (2000) onderzochten meer dan 2700 bodemprofielen verspreid over de wereld. Zij besloten dat bodemkoolstof afnam met een stijgende temperatuur en toenam op gronden met een hoger aandeel van klei en hogere precipitatie. Ook zouden de effecten verschillen volgens een dieptegradiënt: het effect van klimaat domineert in de ondiepe bodemlagen, terwijl het aandeel van klei een grotere rol speelt in de diepere bodemlagen.

Een **toename van atmosferische CO₂-concentraties** zou de fotosynthese in de bladeren significant stimuleren. Dit werd gedurende een periode van 10 jaar vastgesteld door Ainsworth et al. (2003) in lange-termijn experimenten met Engels raaigras. Casella & Soussanna (1997) vonden dat voor diezelfde soort een groot deel van de additioneel geassimileerde koolstof in de wortels werd opgeslaan. Ook Cotrufo & Gorissen (1997) toonden een verhoogde C-input in de bodem (tot 26%) afkomstig van drie grassoorten die gekweekt werden onder verschillende niveaus van stikstofbeschikbaarheid. Fitter et al. (1999) toonden een toename van de wortelbiomassa in zowel soortenarme als soortenrijke graslandvegetaties bij verhoogde CO₂-concentraties. Ondergrondse input van koolstof door vochtafscheiding van de wortels en turnover leidt tot een toename van de microbiële biomassa (Diaz et al. 1993; Williams et al., 2000). Door een efficiënter watergebruik van de planten kan ook in droge perioden de microbiële activiteit toenemen. Niklaus et al. (2001) onderzochten nutriëntarme, soortenrijke kalkgraslanden. Zij vonden dat een CO₂-toename leidt tot meer biomassa-productie zowel boven- als ondergronds, maar achten het onwaarschijnlijk dat hoge snelheden van koolstofsekwestratie in bodems op lange termijn gehandhaafd blijven.

4.3.3.5 *Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring in combinatie met klimaatverandering*

In een studie van Van den Berge et al. (2011) werd de respons van artificiële graslandgemeenschappen bestudeerd na **additie van stikstof (N)**. Er werd N toegevoegd onder huidige klimatologische omstandigheden, alsook onder gewijzigde klimaatcondities: verhoogde CO₂-concentraties en een hogere temperatuur. De biomassa van de graslandgemeenschap reageerde op de toegevoegde N in het huidige klimaat, maar reageerde niet onder de gewijzigde klimaatcondities. Dit verschil kon niet toegewezen worden aan veranderingen in de soortensamenstelling en was ook niet toe te wijzen aan een veranderende respons van één soort. Alle soorten leken hieraan bij te dragen. Een mogelijke reden is dat onder de gewijzigde klimaatomstandigheden de balans tussen mineralisatie en immobilisatie is veranderd en zo ook de N-beschikbaarheid voor de planten niet meer dezelfde is, eerder dan een efficiënter gebruik van nutriënten. Dit is mogelijk als door de klimaatsveranderingen extra koolstof en energie vrijkomt die kan aangewend worden door micro-organismen in de bodem. Door de groei en grotere microbiële activiteit wordt ook de vraag naar N groter. De micro-organismen zetten de

voor de plant beschikbare N om in voor de plant onbeschikbare microbiële producten. Bij verhoogde CO₂-concentraties en toenemende warmte werd ook door andere auteurs een labiele koolstofinput waargenomen via rhizodepositie (wortel turnover, vochtafscheiding door wortels en mycorrhiza turnover) (Allard et al. 2006; Johansson et al. 2009).

In graslanden waar nu reeds een lage N beschikbaarheid is, zal er bij verhoogde CO₂-concentraties mogelijk eerst een verhoogde biomassa-productie optreden die nadien onderdrukt wordt door N-limitatie (Jones 1997).

4.3.3.6 *Wijziging in soortensamenstelling*

Hogere voorjaarsgrondwaterstanden en meer kwel in de wortelzone leiden tot een uitbreiding van het areaal natte en zeer vochtige beekdalgraslanden (6410, rbbhc) (Van Walsum et al., 2002). Voor het effect van een hogere temperatuur werd door Van Walsum et al. (2002) een referentiegebied in Frankrijk voor dotterbloemgrasland vergeleken met gebieden in Nederland met vergelijkbare standplaatscondities (minerale beekdalgronden). De *Calthion palustris*-vegetaties zouden vergelijkbaar zijn met de Franse *Oenanthe-Brometum*-vegetaties. De Nederlandse vegetaties –vergelijkbaar met de Vlaamse situatie– hebben een groter aandeel aan zeggensoorten, terwijl de Franse vegetaties meer warmteminnende schermbloemigen (*Oenanthe*, *Silaum*, *Carum*) bevatten met een zuidelijke verspreiding. Bij een stijging van de temperatuur wordt verwacht dat het areaal van deze soorten naar het noorden zal opschuiven en dat sommige zeggensoorten achteruitgaan of verdwijnen als gevolg van de temperatuurstijging. De verspreiding van de zuidelijke schermbloemigen kan via het water gebeuren. Bij een aantal zuidelijke soorten is nu al sprake van (her)vestiging in Nederland, zoals de weidekervel (*Silaum silaus*) die zich op diverse plekken langs de grote rivieren heeft gevestigd.

Waar in het huidige klimaat droogtestress vooral voorkomt op zandgronden met lage grondwaterstanden, zal in de voorspelde klimaatscenario's, en dan vooral in de droogste scenario's, droogtestress ook gaan optreden op zavel- en kleigronden. In bloemrijke graslanden op kalkrijke zavel en klei zal dat naar verwachting leiden tot een verschuiving van het groeiseizoen naar het voorjaar en een toename van droogte- en warmteminnende Midden-Europese stroomdalplanten, die zich relatief eenvoudig verspreiden. In de zomer zullen de bloemrijke graslanden onder het droogste scenario er vaak dor en droog uitzien (Besse-Lototskaya et al. 2011).

4.4 Heidelandschap

4.4.1 Inleiding

Het heidelandschap in Vlaanderen omvat volgende Europese habitattypes:

- 2310 Psammofiele heide met *Calluna*- en *Genista*-soorten
- 2330 Open grasland met *Corynephorus*- en *Agrostis*-soorten op landduinen
- 4010 Noord-Atlantische vochtige heide met *Erica tetralix*
- 4030 Droge Europese heide
- 5130 *Juniperus communis*-formaties in heide of kalkgrasland

4.4.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 14. Gevoeligheden van heidehabitats voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)

	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via de bodem	Eutrofiëring via het grondwater	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verzuring via de lucht	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verzoeting via het grondwater	Verzoeting via het oppervlaktewater	Verziltting via het grondwater	Verziltting via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
Habitatype	3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-1	7-2	7-3	7-4	8-5
2310	G	G	-	G	G	N	N	N	G	G	N	N	G	G	O
2330	G	G	-	G	G				G	G	N	N	G	G	O
4010	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
4030	G	G		G	G	N	N	N	G	G	N	N	G	G	O
5130	G	G		G	G	N	N	N	G	G	N	N	G	G	O

4.4.3 Biotische gevolgen

Afgezien van klimaatwijziging, zijn heidehabitattypes momenteel aan verschillende andere bedreigingen onderhevig, zoals habitatverlies, fragmentatie en eutrofiëring als gevolg van stikstofdepositie. Hoewel de impact van verschillende factoren grondig bestudeerd is, vormt de interactie en synergie tussen deze factoren een kennislacune (Fagúndez, 2013).

Kleinere oppervlaktes van heidehabitattypes zijn vermoedelijk kwetsbaarder voor effecten als gevolg van klimaatveranderingen. Bovendien hebben geïsoleerde heidevegetaties vermoedelijk een lagere weerbaarheid voor effecten ten gevolge klimaatverandering (Besse-Lototskaya et al., 2011).

4.4.3.1 *Effecten van verandering in overstromingsdynamiek*

Vochtige heide verdraagt sporadisch (gedurende korte periode in de winter) overstromingen (De Saeger et al., 2009). Als mogelijk gevolg van klimaatwijzigingen kan een toename van neerslag gedurende de wintermaanden zorgen voor frequentere en langduriger overstromingen. Hierdoor kunnen de abiotische condities voor habitattypes van heidelandschap niet meer geschikt zijn (NE & RSPB, 2014) en kan er een verschuiving van natte dopheidevegetaties naar bijvoorbeeld veenpluisvegetaties optreden.

4.4.3.2 *Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel*

Typische soorten van vochtige heide zijn gevoelig aan een grondwaterdaling gedurende de zomer. Bij verdroging van een soortenrijke vochtige heide blijft uiteindelijk enkel een soortenarme heide gedomineerd door gewone dophei over (De Blust, 2012b). Bij verdere verdroging verdwijnt ook gewone dophei en kan graslandvegetatie ontstaan (Carey, 2013). Tevens kan een verminderende aanvoer van bufferende stoffen in het grondwater zorgen voor verzuring waardoor soortenafname in de vochtige heide optreedt (zie verder onder wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring)

Een toename van neerslag kan gunstig zijn voor vochtige heide, op voorwaarde dat geen extra nutriënten worden aangevoerd via oppervlakkige afvoer (Besse-Lototskaya et al., 2011) en dat er geen langdurige overstromingen optreden.

4.4.3.3 *Droogtestress*

De effectenindicator schat bij verdroging geen gevoeligheid in voor droge heide. Echter, Witte et al. (2009) beschrijven dat een zeer droog voorjaar leidt tot massale sterfte van struikhei. Mogelijk heeft dit te maken met de gewoonlijk hoge dichtheid aan fijne wortels in het voorjaar.

Droogte tijdens het groeiseizoen zorgt voor een verminderende primaire productie en tragere nutriëntencycli. Dit kan een competitief voordeel betekenen voor dwergstruiken (Wessel et al., 2004; Ransijn, 2014).

Als gevolg van droogte kan bloei worden uitgesteld. In heidevegetaties werd vastgesteld dat droogte tot een vertraagde bloei en een langer bloeiseizoen van struikhei leidt, maar dit verband kon enkel aangetoond worden in goed ontwikkelde, complexe heidevegetaties (Jentsch et al., 2009, in Fagúndez, 2013).

Heide is gevoeliger voor droogte bij een toename van stikstof in de bodem (NE & RSPB, 2014).

Struikhei is steeds een sterkere concurrent in vergelijking met bochtige smele. Echter, een experimentele simulatie van droogte toont een geringer competitief voordeel van struikhei ten opzichte van bochtige smele aan (Ransijn, 2014).

4.4.3.4 *Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring*

De toename aan hevige neerslag kan zorgen voor een verhoogde oppervlakkige waterafvoer. Met dit water kunnen mogelijk bijkomende nutriënten worden aangevoerd. Als gevolg hiervan kunnen competitieve grassen worden bevoordeeld ten opzichte van soorten typisch voor voedselarme condities (NE & RSPB, 2014). De mogelijke effecten van oppervlakkige afvoer zijn wellicht afhankelijk van de bodemtextuur, de vegetatie rond het heidelandschap en het aanpalend landgebruik.

Door een hogere beschikbaarheid van nutriënten groeit struikhei sneller. Echter, de soort kent dan een verhoogde gevoeligheid aan droogte, vorst of vraatschade. Ook de vegetatieve regeneratie van struikhei vermindert bij een hogere nutriëntenbeschikbaarheid (Wessel et al., 2004).

In vochtige heide kan de aanvoer van bufferende stoffen in het grondwater verminderen door verdroging. Hierdoor kan verzuring optreden. Klokjesgentiaan, heidekartelblad en gevlekte orchis zijn kenmerkende soorten voor vochtige heide die hieraan gevoelig zijn (Raman et al., in voorbereiding).

Verzuring kan tevens optreden door oxidatie van zwavel-, ammonium-, ijzer- en mangaanverbindingen als gevolg van dalende grondwaterstanden en daarmee gepaard gaande betere doorluchting van de bodem (Raman et al., in voorbereiding).

4.4.3.5 *Wijziging in soortensamenstelling*

Hogere temperaturen vroeg in de lente zorgen voor een langer groeiseizoen. Echter, als waterbeschikbaarheid een groeibeperkende factor is, hoeft dit niet noodzakelijk in een hogere productiviteit te resulteren. Wanneer sprake is van een verhoogde productiviteit is er een voordeel voor competitieve grassen ten opzichte van dwergstruiken (zoals bv. struikheide, gewone dopheide, stekelbrem, kruipbrem) (NE & RSPB, 2014).

Een verhoging van de temperatuur kan zorgen voor een hogere primaire productie, een hogere afbraak van organisch materiaal, snellere nutriëntencycli en dus voor een toename aan beschikbare nutriënten. Hierdoor ontstaan gunstige omstandigheden voor productieve grassen waardoor deze kunnen gaan domineren over dwergstruiken (Besse-Lototskaya et al., 2011; NE & RSPB, 2014; Carey, 2013; Wessel et al., 2004).

Dwergstruiken hebben een stresstolerante, weinig flexibele overlevingsstrategie. Productieve grassen zijn opportunisten. Een experimentele verhoging van de temperatuur leidt tot een toename van fotosynthese bij bochtige smele in de winter en in lente. Struikhei kent dergelijke respons niet. Bij een experimentele simulatie van droogte wordt, zowel bij struikhei als bochtige smele, een lagere fotosynthese waargenomen. Dit effect is sterker bij bochtige smele. Deze resultaten duiden op verschillen in overlevingsstrategieën (Ransijn, 2014).

Vooraf bij heide is het van belang om alle levensstadia te bekijken. Verschillende successiestadia kunnen immers verschillen in gevoeligheid voor klimaatveranderingen. Een oude, dens ontwikkelde heidevegetatie kan robuust zijn voor klimaatveranderingen. Als gevolg van voortschrijdende natuurlijke successie of ten gevolge van verstoringen (brand, ziektes en plagen) ontstaan openingen in de heidebedekking. Normaal gezien treedt een cyclische successie op naar jonge heide via regeneratie of via de ontwikkeling van zaailingen. Echter, als gevolg van klimaatveranderingen kan een successie naar oude heide worden gereduceerd en kan er een alternatieve successie met dominantie van productieve grassen ontstaan. Dit is aangetoond door het opvolgen van heidevegetaties na vraat door heidehaantje onder huidige condities (controleplots) en onder een experimentele simulatie van droogte. Bij de controleplots treedt herstel op van struikhei. Bij de plots met experimentele simulatie van droogte worden productieve grassen dominant (Ransijn, 2014).

Verschillende kenmerkende soorten voor vochtige heide staan momenteel reeds onder druk door verdroging en stikstofdepositie. Bovendien hebben veel soorten een noordelijke verspreiding. Hierdoor is er een groot risico op verarming van de biodiversiteit (Besse-Lototskaya et al., 2011).

In Vlaanderen wordt er een gebrekkige verjonging van jeneverbes vastgesteld. Wellicht ligt een slechte zaad vitaliteit aan de basis. Volgens Verheyen et al. (2009) hebben hogere temperaturen en, in mindere mate, stikstofdepositie een negatieve impact op de zaad vitaliteit. Ook een dichte en hoge vegetatie (bv. competitieve grassen) verhindert verjonging van jeneverbes (Oosterlyncx et al., in voorbereiding).

Op basis van klimaatenvolpess voor soorten en klimaatveranderingen kan een toekomstig potentieel verspreidingsgebied worden gesimuleerd (Huntley et al., 2007; Settele et al., 2008; van der Veen et al., 2010):

- Het klimaat in Vlaanderen zou niet meer geschikt worden voor kenmerkende soorten van vochtige heide zoals gewone dophei, beenbreek, ronde zonnedaauw, klokjesgentiaan, heikikker, levendbarende hagedis en groentje. Het klimaat zou geschikt blijven voor andere typische soorten van vochtige heide zoals kleine zonnedaauw, veenbies, bruine snavelbies, adder, gladde slang, rugstreeppad en heideblauwtje.
- Voor kenmerkende plantensoorten van droge heide zou het klimaat in Vlaanderen niet meer geschikt zijn voor struikhei, kruipbrem en grote wolfsklauw. Het klimaat zou geschikt blijven voor blauwe bosbes, brem, klein warkruid, rode dophei en stekelbrem. Het klimaat in Vlaanderen zou niet meer geschikt zijn voor kenmerkende fauna van droge heide zoals klapekster, kommavlinder, heivlinder, levendbarende hagedis en groentje. Het klimaat zou geschikt blijven voor andere typische soorten zoals nachtzwaluw, boomleeuwerik, roodborsttapuit, grauwe klauwier, heideblauwtje, gladde slang en rugstreeppad.

4.4.3.6 *Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm*

Als gevolg van warmere en drogere zomers is er een verhoogd risico op ongecontroleerde branden. Ongecontroleerde branden kunnen erg vernietigend zijn voor dwergstruiken. Vooral een diepe brand is erg nadelig waardoor hergroei jaren kan uitblijven (De Blust, 2012a; De Blust, 2012b). Tevens zorgen dergelijke branden voor een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid. Het gevolg van dit alles is dat productieve grassen zoals pijpenstro of bochtige smele bevoorreed worden.

De effecten als gevolg van een verhoogde oppervlakkige waterafvoer bij hevige regens zijn hierboven aangehaald (bij wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring).

4.4.3.7 *Risico op ziektes en plagen*

Een toename van vraat door larven van heidehaantje werd vooral waargenomen bij hogere temperaturen, maar ook bij droogte (Peñuelas et al., 2004). Echter, een meer recente studie beschrijft een lager gewicht en een geringere overleving bij

larven van heidehaantje onder droogte en onder hogere CO₂-concentraties. Hogere temperaturen hebben gemengde en kleinere effecten op het gewicht en de overleving van de larven (Scherber et al., 2013).

Heide is gevoeliger voor ziektes en plagen bij een toename van stikstof in de bodem (NE & RSPB, 2014).

4.5 Oppervlaktewateren

4.5.1 Inleiding

De verder vermelde gevolgen van klimaatverandering op aquatische systemen zijn van belang voor de volgende Europese habitattypes en regionaal belangrijke biotopen:

Stilstaande wateren

- 2190 Vochtige duinvalleien *partim* aquatische delen (2190a)
- 3110 Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (*Littorelletalia uniflorae*)
- 3130 Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot de *Littorelletalia uniflorae* en/of de *Isoëto-Nanojuncetea*
- 3140 Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische *Chara* spp. vegetaties
- 3150 Van nature eutrofe meren met vegetaties van het type *Magnopotamion* of *Hydrocharition*
- 3160 Dystrofe natuurlijke poelen en meren

Stromende wateren

- 3260 Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het *Ranunculion fluitantis* en het *Callitricho-Batrachion*
- 7220 Kalktufbronnen met tufsteenformatie (*Cratoneurion*)

Regionaal belangrijk biotopen

- rbbah Zilte plassen
- rbbmr Rietland en andere *Phragmition*-vegetaties, voor zover dit niet in semi-terrestrische omstandigheden voorkomt.

Overige verlandingsvegetaties, alsook het habitatype 3270 Rivieren met slikoevers met vegetaties behorend tot het *Chenopodietum rubri* en het *Bidention*, vallen buiten het perspectief.

De Vlaamse rivieren en stilstaande wateren staan sinds mensenheugenis onder aanzienlijke menselijke druk. Voeg hierbij de lichte stijging van de watertemperatuur (zie 2.1.1) en het is duidelijk dat dit aanzienlijke gevolgen heeft voor de wijze waarop ze functioneren, hun biodiversiteit, potentiële natuurwaarden en geleverde diensten. De basisdoelstelling van de Europese Kaderrichtlijn Water, een 'goede ecologische toestand', is veraf (<https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/evaluatie>) en nagenoeg alle aquatische N2000-habitattypes verkeren in een ongunstige staat van instandhouding (Louette et al., 2013).

4.5.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 15. Gevoeligheden van aquatische habitats voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)

Habitattype	Effect	Eutrofiëring via de lucht			Eutrofiëring via de bodem			Eutrofiëring via het oppervlaktewater			Verzuring via de lucht		Verzuring via het oppervlaktewater		Verdroging		Vernatting		Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam		Verzoeting via het oppervlaktewater		Verzilting via het oppervlaktewater		Thermische verontreiniging
		3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-1	7-2	7-3	7-4	8-5									
3110		G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3130	Oeverkruidklasse	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3130	Dwergbiezenvegetaties	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3140		G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3150		G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3160		G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O									
3260		N	G	G	G	N	G	G	G	N	G	N	N	G	G	O									

Daarenboven zijn de vermelde habitattypes gevoelig voor de effectgroepen ruimtebeslag (1), versnippering (2) en verontreiniging (via lucht 8.1, via grondwater 8.3 en via oppervlaktewater 8.4). M.u.v. type 3160 dat niet gevoelig is voor verontreiniging via het grondwater.

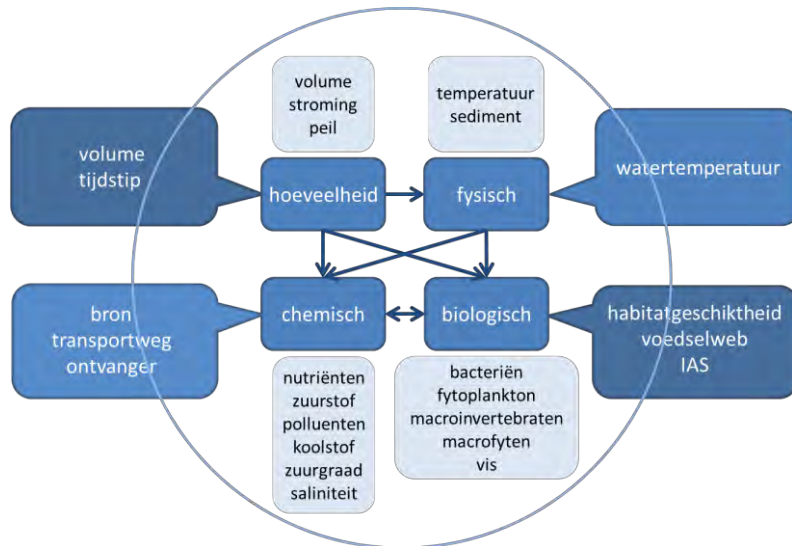
De gevoeligheid van bepaalde watersystemen voor klimaatverandering wordt nogal uiteenlopend benaderd, gaande van 'hoog' voor alle natuurlijke oppervlaktewateren (NE & RSPB 2014), tot meer gedifferentieerd. Whitehead et al. (2009) beklemtonen daarbij reeds kwetsbare delen van waterlopen, zoals bovenlopen, grachten, tijdelijke plassen en ondiepe meren. Voor Nederland achten Verdonschot et al. (2010) en Besse-Lototskaya et al. (2011) 'kanalen' het meest klimaatbestendig, brakke wateren, grotere rivieren met hun nevengeulen en meren veeleer minder gevoelig, droogvallende waterlopen, beken, sloten, ondiepe plassen en grote duinwateren sterker gevoelig om, tot slot, bronnen, kleine duinwateren, poelen en vennen als meest gevoelige watertypes aan te duiden. Daarbij neemt de gevoeligheid af naarmate de voedselrijkdom hoger en het risico op uitdrogen kleiner is. Wanink et al. (2010) vinden bovendien de grootste temperatuurstijging in meren, gevolgd door beken en daarna kanalen⁸. Niettemin kunnen effecten ook juist het sterkst naar voor treden in wateren die al sterker geëutrofiëerd zijn (Lyche-Solheim et al., 2010). Hydrologische veranderingen en de indirecte gevolgen hiervan zullen groter zijn naarmate de afhankelijkheid van neerslag en recent geïnfilterd grondwater sterker is. Waar geochemische processen spelen, zullen ondergrond, bodemgesteldheid en hydrologische omstandigheden sterk bepalend zijn. Vermits vele gevolgen niet in alle watersystemen te verwachten zijn, is getracht te duiden waar dit specifiek het geval zal zijn en bij welk habitattype, regionaal belangrijke biotoop, of desgevallend, typische soorten, ESD,... Voor zover dit niet onmiddellijk uit de literatuur af te leiden viel, is een eigen afweging gemaakt voor Vlaanderen, maar zonder een meer verfijnde appreciatie. Dit is louter een inschatting in algemene zin. Door verschillen in hydrologie, bodemgesteldheid en landgebruik in het inzigtgebied, de structuurkenmerken en daarmee samenhangende draag- en veerkracht van het systeem (bv. meandering, stratificatie), de mate waarin de levensgemeenschap aan meer of minder extreme omstandigheden is aangepast, de verscheidenheid aan biologische interacties (bv. demping van hogere nutriëntenbelasting via opname door waterplanten), enz., kunnen de effecten sterk verschillen tussen wateren onderling (Blenckner 2005). Het resultaat van opwarming, bijvoorbeeld, kan zelfs volledig afhangen van biotische interacties en de complexiteit van het voedselweb (zie bv. Šorf et al., 2015). Dit bemoeilijkt de voorspelbaarheid (zie onder meer Gerdeaux & Pont 2011; Haase et al., 2012; Jeppesen et al., 2014). Moss (2012) waarschuwt er ook voor dat de competitie voor onderzoeksfondsen rond het thema gemakkelijk kan leiden tot het benadrukken van details en overdrijving van de ernst van mogelijke gevolgen. Omdat aquatische systemen en organismen elk jaar al een aanzienlijke seizoenvariatie in hydrologische omstandigheden ondervinden, zijn immers reeds veel aanpassingen aanwezig die toekomstige wijzigingen kunnen ondervangen. Sommige klimaateffecten zijn veeleer variaties op een regulier thema en zullen zelden of nooit van

⁸ Vooruitzichten bij verschillende klimaatscenario's, afgeleid uit waarnemingen in enkele geselecteerde jaren, gaven zeer gelijkaardige resultaten voor watertemperatuur, pH en totaalstof voor diverse watertypes (sloten, kanalen, ondiepe plassen, zwak-brakke wateren, langzaam-stromende midden/benedenloop op zand) in Friesland; grote diepe kanalen kregen meer stikstof te verwerken dan ondiepe laagveenplassen (Loeve et al. 2006).

de 'natuurlijke ruis' te onderscheiden zijn. De mate waarin autonome en evolutionaire adaptatie klimaateffecten kan bufferen blijft evenwel nog onduidelijk (Whitehead et al., 2009; Lyche-Solheim et al., 2010; Stoks et al., 2013). Dit neemt niet weg dat de in Tabel 16 t/m Tabel 23 vermelde gevolgen zeker niet allemaal als even gewichtig beschouwd mogen worden.

4.5.3 Interacties

Temperatuur, instraling en andere weersomstandigheden beïnvloeden rechtstreeks de zeer uiteenlopende hydrologische, fysische, (biogeo)chemische en biologische karakteristieken van oppervlaktewateren als, indirect, alle drukken (Figuur 22).



Figuur 22. De impact van klimaatverandering op het aquatisch milieu (naar Arnell et al., 2015).

Dit gebeurt via een scala aan processen die zich van landschaps- (waterhuishouding, bodemprocessen, habitatheterogeniteit, biogeografie, landgebruik,...) tot op organismeniveau (metabolisme, voortplanting,...) afspelen. De sterke verweving van externe en interne procesketens⁹ in een multistressorcontext, gecombineerd met de verscheidenheid van watersystemen zelf, vereenvoudigt geenszins een synthese van de (mogelijke) effecten van klimaatverandering op Vlaamse aquatische natuur en verklaart op zijn minst gedeeltelijk de soms uiteenlopende bevindingen van onderzoek ter zake. De ecologische gevolgen van de actuele klimaatwijziging worden immers vaak gemaskeerd door die van andere drukken en zijn daarom niet altijd evident te duiden. Toch mag men ervan uitgaan dat door de zeer lange limnologische traditie van 'holistische systeembenadering' (Moss 2012; zie ook Scheffer & van Nes 2007) en middels analogie, de grote lijnen inmiddels wel betrouwbaar in kaart gebracht kunnen worden. Door vergelijkend onderzoek langs klimaatgradiënten, laboratorium- en mesocosmosexperimenten, tijdreeksanalyse, paleoecologie, waarnemingen aan thermisch verontreinigde systemen, modellering en 'horizon scanning' door experts, al dan niet in het kader van internationaal opgezette samenwerkingsverbanden (zie bv. Battarbee et al., 2008; Whitehead et al., 2009; Kernan et al., 2010; <http://www.refresh.ucl.ac.uk/>, <http://www.climate-and-freshwater.info/>), is er inmiddels een brede kennisbasis die toelaat om potentiële gevolgen te vertalen naar algemene verwachtingen voor Vlaamse natuurtypes¹⁰, ook al verwijst het meeste onderzoek niet specifiek naar de Vlaamse regio. Naast een snel groeiend aantal originele publicaties en diverse reviews, zijn daartoe overzichten beschikbaar voor zowat alle omringende regio's waarin effecten van klimaatwijziging op oppervlaktewateren en soms zelfs op specifieke aquatische natuurdoelen aan bod komen (onder meer Nederland: Verdonschot et al., 2007; Besse-Lototskaya et al., 2011¹¹; Kosten 2011; Duitsland: Haase et al., 2012; Frankrijk: Gerdeaux & Pont 2011; VK: Whitehead et al., 2012; NE & RSPB 2014). Of en in welke mate deze zullen worden waargemaakt is moeilijker te zeggen. Arnell et al. (2015) geven als belangrijkste factoren die de onzekerheid hierover bepalen: onzekerheid omtrent of veronachtzamen van relevante aspecten van weer en klimaat in actuele klimaatscenario's (bv. duur van droogteperioden, mate van bewolking, of frequentie van piekafvoeren), onvoldoende kennis van sommige interacties

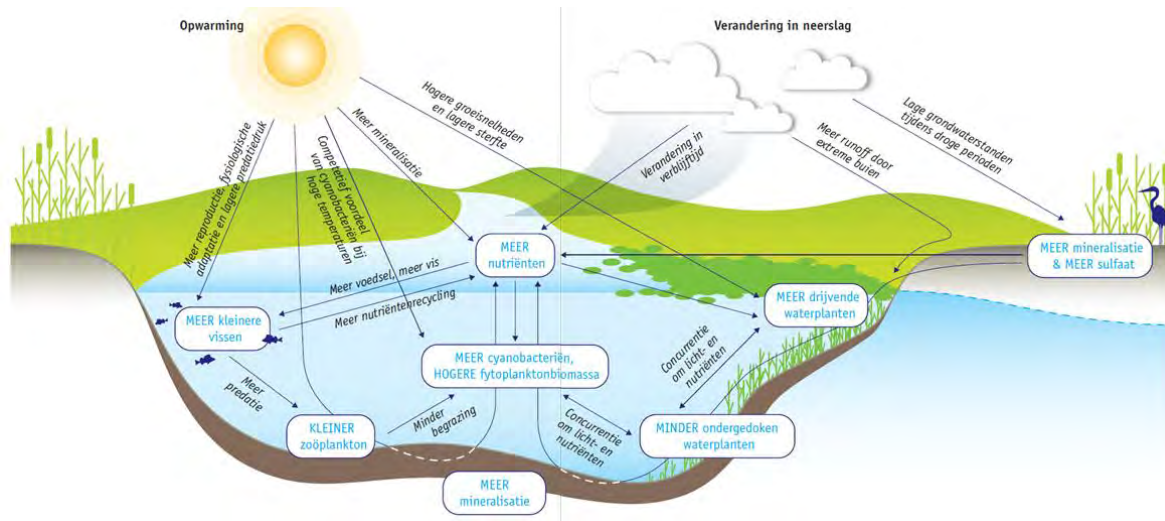
⁹ Een klassiek voorbeeld is de rol van ondergedoken waterplanten in het functioneren van ondiepe meren in gematigd klimaat (zie bv. Scheffer et al., 1993; Hoogenboom 2014; Jeppesen et al., 2014).

¹⁰ Zie Moss (2012), Stewart et al. (2013) en Jeppesen et al. (2014) voor een bespreking van de sterkten en zwakten van al deze benaderingen.

¹¹ Hier vindt men afzonderlijke effectschema's voor temperatuurstijging, veranderingen in afvoer, meer frequente piekafvoeren en verdroging in Nederlandse waterlopen.

tussen componenten van het aquatisch milieu, beperkingen van beschikbare voorspellingsmodellen, afhankelijkheid van andere drukken en, tot slot, onzekerheid omtrent de beheeracties die ondernomen zullen en kunnen worden.

Zoals voor terrestrische ecosystemen is het ook voor aquatische ecosystemen zo dat effecten niet onafhankelijk van elkaar optreden. Klimaatomstandigheden beïnvloeden, onder meer, veel aan eutrofiëring gelieerde verschijnselen¹² die ook onderling gekoppeld zijn (bv. interne eutrofiëring; Figuur 23; zie ook het veralgemeende beeld in Figuur 1). Hierdoor kan een zelfversterkend vermogen ontstaan. Zo leidt, bijvoorbeeld, een hogere temperatuur tot een grotere hoeveelheid fytoplankton of vegetatie, maar zal dit op zijn beurt de opwarming van de waterkolom versnellen, wat het temperatuureffect versterkt.



Figuur 23. De voornaamste wisselwerkingen tussen klimaatveranderingen en eutrofiëring (Kosten 2011).

Ook zijn niet alle gevolgen overal en altijd nadelig, sommige kunnen in bepaalde situaties veeleer gunstig uitpakken of een milderende uitwerking hebben. Sterkere denitrificatie, bijvoorbeeld, kan een toegenomen stikstofbelasting matigen (Jin et al., 2012), warmer water kan resulteren in een grotere hoeveelheid fytoplankton tijdens de winter, maar ook in een sterkere begroazing door zoöplankton in de lente, zodat de fytoplanktonconcentratie toch langer beperkt blijft in de volgende maanden (Carvalho & Kirika 2003), wijziging van de infectiegraad met parasitaire schimmels kan tot een meer diverse fytoplanktonsamenvatting leiden en het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus verbeteren (Ibelings et al., 2011), of de recruterings van sommige vissoorten kan door warmer water en tragere stroming verhogen, wat piscivore vogels ten goede komt. Het beheer dient rekening te houden met eventuele additieve effecten, synergiën of antagoniën (cf. Rühland et al., 2015).

Wijzigingen in oppervlaktewateren zullen op hun beurt ook het klimaat beïnvloeden, bijvoorbeeld door koppelingen tussen eutrofiëring en broeikasgassen (Moss et al., 2011).

4.5.4 Biotische gevolgen

4.5.4.1 Algemeen

Net als bij de overige biotoopgroepen wordt uitgegaan van een klimaatscenario waarin 1. de zeespiegel stijgt, 2. de temperatuur doorheen het gehele jaar toeneemt, 3. de neerslag in de zomer afneemt en in de winter toeneemt, 4. er meer extreme neerslaggebeurtenissen optreden en 5. de maximale windsnelheden en/of stormfrequentie verhogen. Vermits koolstofbeschikbaarheid een bepalende rol speelt voor watervegetaties, is 6. een verhoogde CO₂-concentratie in de atmosfeer hieraan toegevoegd. Dit alles echter zonder de mate van verandering te begroten. De voornaamste gerapporteerde of, vooral, op basis van experimenteel onderzoek of limnologische proceskennis voor onze regio te verwachten gevolgen zijn, per klimaatfactor of combinatie hiervan, samengevat in acht tabellen (Tabel 16 t/m Tabel 23) volgens het niveau waarop deze in de eerste plaats inwerken:

- 1. Fysische omstandigheden

¹² Onder de algemene noemer 'eutrofiëringverschijnselen' vallen alle fenomenen die te wijten zijn aan een verhoging van de productiviteit door verhoging van de hoeveelheid beschikbare nutriënten; vissterfte en waterbloei zijn daarvan louter enkele van de meest extreme.

- 2. Biogeochemische en fysiologische processen
- 3. Abiotische gradiënten
- 4. Voedselwebrelaties
- 5. Fenologie of gedrag van soorten en functionele groepen
- 6. Biogeografische verspreidingspatronen
- 7. Versterking van invasief gedrag
- 8. De drukken die kunnen volgen uit de menselijke respons op een veranderend klimaat.

Hierbij wordt in de eerste plaats verwezen naar synthetiserende literatuur. Originele studies zijn vooral vermeld als ze van breder belang zijn, volledigheid is niet betracht. Wanneer meerdere bronnen slechts gedeeltelijk verwijzen naar eenzelfde oorzaak of gevolg zijn deze niet samen genomen maar afzonderlijk vermeld. Tevens dient rekening gehouden te worden met eventuele interacties. Daarom is zowel de aard (waar mogelijk verwijzend naar de effectgroep volgens de systematiek van de effectenindicator; Wouters 2011) als de zin van het effect in de tabellen aangegeven. Er is niet getracht om alle mogelijke verbanden volledig in kaart te brengen, onder meer omdat de complexiteit van mogelijke effecten voor soorten en soortengroepen al snel groter wordt naarmate men opklimt in de voedselketen en de organismen op een groter ruimtelijk niveau opereren, zie bijvoorbeeld Johnson et al. (2009) voor watervogels. Desgewenst kunnen de vermelde bronnen en de conceptuele 'source – pathway – receptor' modelschema's van Arnell et al. (2015) voor stikstof- en fosforbelasting, verontreiniging via diffuse - of puntbronnen, opgeloste zuurstof, opgeloste organische koolstof (DOC) en verzuring, worden geraadpleegd om meer inzicht in processen en verbanden te verkrijgen. Tenslotte zijn implicaties aangaande pathogenen meer uitvoerig besproken door, onder meer Roijackers & Lüring (2007).

Tabel 16. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van fysische omstandigheden en processen.

Fysisch milieu							
nr.	oorzaak	druk	Toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
1.1	zeespiegelstijging	wijziging kustlijn	minder land	habitatverlies		duinen, polders / 2190a (-), 3150 (-), rbbah (-)	1 (+)
1.2	zeespiegelstijging, meer extreme neerslagperiodes	opstuwing en overstroming	meer frequente overstorten	verontreiniging	Whitehead et al. (2009)	wateren in laag gelegen stedelijke gebieden	8.4 (+)
1.3	hogere temperatuur	minder ijsvorming	ijsvrije waterkolom	betere overleving van meerjarige waterplanten zonder overlevingsstructuren in het sediment; competitief voordeel drijvende en groen overblijvende soorten	Kosten (2011)	grachten, kleine plassen / 3150 (-)	3 (+)
1.4			ijsvrije waterkolom en betere zuurstoftoestand in winter	betere overleving van vissen zorgt voor hogere predatiedruk op invertebraten (larven) en zoöplankton	Kosten (2011)	ondiepe poelen / 3150 (-), typische fauna (-)	3 (+)
1.5		snellere opwarming	stratificatie vroeger	hogere fytoplanktonproductie door betere lichtomstandigheden (beperking mengdiepte)	Kosten (2011)	diepe plassen / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.6			thermocliene ondieper, volumeverhouding hypolimnion-/epilimnion groter ¹³	zuurstofproblemen bij menging indien hypolimnion zuurstofarm	Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	eutrofe gestratificeerde wateren / typische fauna (-)	3 (+), 8 (+)
1.7			tijdelijke stratificatie in polymictische meren, (meer stabiele) microstratificatie in warme periodes	sterke toename van nutriënten en fytoplankton in fotische zone bij destratificatie door interne eutrofiëring, hogere nettoproductie	Wilhelm & Adrian (2008), Kosten (2011), De Senerpont Domis (2013), Hoogenboom (2014)	vrij ondiepe en kleine, beschutte, eutrofe stilstaande wateren / 3150 (-)	3 (+)
1.8			verlenging warme periode	langere, meer stabiele stratificatie en dunner	in hypolimnion vaker zuurstofarmoede en anaerobe	Verdonschot et al. (2007), Lyche-Solheim et al.	diepe plassen, inz. met strikt dimictisch karakter / 3140 (-), 3150 (-), typische fauna (-), minder

¹³ Zie Kosten (2011) voor het effect op de epilimniondikte.

			epilimnion; hypolimnion beslaat groter aandeel van de oppervlakte	respiratie (methaanproductie) met accumulatie ammonium en sulfidevorming en fosformobilisatie uit sediment bij lage redox	(2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Foley et al. (2012), Haase et al. (2012), Jeppesen et al. (2013), Whitehead et al. (2012), De Senerpont Domis (2013), Hoogenboom (2014)	voedsel voor vis en foeragerende vogels	
1.9		verhoogde oplosbaarheid stoffen	meer schadelijke stoffen en nutriënten in oplossing	lagere fitness tot sterfte van gevoelige soorten; eutrofiëringsverschijnselen	Haase et al. (2012)	rivieren / 3260 (-), (zuurstofbehoevende) typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)
1.10		hogere oplosbaarheid calciumcarbonaat	minder kalkneerslag	habitatverlies	veronderstelling	kalktufbronnen / 7220 (-)	oppervlakte (-)
1.11		lagere oplosbaarheid zuurstof	meer sulfaatreductie, HS ⁻ productie	sulfide-toxiciteit	van der Welle et al. (2006), Hoogenboom (2014)	ondiepe stilstaande wateren (vooral bij onvoldoende Fe ³⁺ -aanvoer) / 3110 (-), 3130 (-), 3150 (-), rbbmr (-)	8 (+)
1.12				eutrofiëring door hogere P-mobilisatie door FeS ₂ -binding, tevens inhibitie nitrificatie en accumulatie van ammonium	Lamers et al. (2006), Bobbink et al. (2012)	ondiepe stilstaande wateren met organische bodem / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.13			lagere redox waterbodem	hogere beschikbaarheid P door interne eutrofiëring	Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Jeppesen et al. (2009, 2013), NE & RSPB (2014)	kanalen, stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-)	3 (+)
1.14			zuurstofdeficiëntie	lagere fitness tot sterfte van gevoelige soorten door hogere zuurstofstress	Verdonschot et al. (2007), Whitehead et al. (2009, 2012), Johnson et al. (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011), Jeppesen et al. (2010), Kosten (2011), Moss et al. (2011), Edwards et al. (2012), Haase et al. (2012)	in (reeds verontreinigde) rivieren met waterbloei of veel macrofyten bij laag debiet, kleine eutrofe plassen / zuurstofbehoevende fauna	3 (+), 8 (+)
1.15		meer evapotranspiratie	hogere concentraties opgeloste zouten en nutriënten door	toename chloriniteit en hardheid, eutrofiëring (o.a. door verdringing gebonden P)	Besse-Lototskaya et al. (2011), Moss et al. (2011)	duinplassen / 2190a (?)	3 (+), 7 (+)

			indampen				
1.16	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	hogere evapotranspiratie, verlaging freatisch zomerpeil	lagere toevoer van bufferstoffen, ijzer en calcium	verzuring, eutrofiëring	Lamers et al. (2006), Brouwer et al. (2009)	voedselarmere stilstaande wateren, kalktufbronnen (?) / 3110 (-), 3130 (-), 7220 (-?)	3 (+), 4 (+)
1.17	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	lagere watertoevoer	verminderde aanvoer van sediment, ionen, N, P en organische stof (POM, DOC) in oever nabije zone van waterlopen, verhouding organische/anorganische nutriënten lager	heterotrofie → autotrofie,	Edwards et al. (2012)	waterlopen / 3260 (+), typische soorten	3 (-), 8 (-)
1.18			lagere zomerpeil, lagere stroomsnelheid, langere hydraulische verblijftijd	hogere stoffenconcentraties	Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	grotere (neerslaggevoede) rivieren (Grensmaas) / 3260 (-)	3 (+), 8 (+)
1.19			lagere stroomsnelheid, minder heterogeniteit in substraat, sterkere sedimentatie, dichtslibben waterbodem, accumulatie van POM	sterfte bodembewonende dieren door opslibbing en zuurstofgebrek	Moss (2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Edwards (2012), Whitehead et al. (2012)	kleinere waterlopen, grindrivieren / typische fauna (-)	6 (+), 8 (+)
1.20			verminderd wegspoelen van afgevallen bladeren	verlies kenmerkende mossen	Beije et al. (2012b)	kalktufbronnen / 7220 (-)	6 (+)
1.21			langere perioden met lage stroomsnelheid	afname diversiteit waterplanten	Demars et al. (2014)	laaglandrivieren / 3260 (-)	6 (+)
1.22	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	lagere watertoevoer	hogere concentraties verontreinigende stoffen in effluent van RWZI's door minder verdunning	verontreiniging, eutrofiëring	Whitehead et al. (2009); Bloomfield et al. (2006), Edwards et al. (2012)	waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)
1.23		lagere watertoevoer, verlaging zomerpeil	meer habitatplaatsen drogen tijdelijk volledig uit	sterkere fragmentatie, kleinere metagemeenschappen en – populaties, genetische verarming	Besse-Lototskaya et al. (2011), Haase et al. (2012)	bronnen, (complexen van) ondiepe en tijdelijke wateren / typische soorten (-)	2 (+)

1.24	verlaging zomerpeil	permanente droogte	habitatverlies		ondiepe stilstaande wateren (vooral op zand) / alle aanwezige types en typische soorten	oppervlakte (-)
1.25		droogvallen van grotere delen bedding	verminderende waterkwaliteit in resterende plassen door afbraak organisch materiaal en concentratie opgeloste stoffen	Edwards et al. (2012)	vooral door neerslag gevoede rivieren / typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)
1.26		sneller droogvallen van grotere delen	snellere verlanding en successie hydrosere door vegetatief uitbreidende of emergent kiemende soorten (wilgen, riet,...)	Besse-Lototskaya et al. (2011), NE & RSPB (2014)	grachten, ondiepe plassen / 2190 (-), 3140 (-), 3150 (-), rbbmr (+)	oppervlakte (+, -)
1.27			verhoogde begrazings-, bioturbatie- en predatiedruk in kleiner watervolume	veronderstelling	kleine, ondiepe wateren / 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-)	oppervlakte (-)
1.28		sterkere mineralisatie van organisch materiaal door sneller droogvallen van grotere delen	meer nutriënten beschikbaar (N, P, C) in waterkolom door betere afbraak van organische stof: eutrofiëring	Besse-Lotoskaya et al. (2011), Kosten et al. (2011), Moss et al. (2011)	(ondiepere) wingaten / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.29		meer minerale bodem door sneller droogvallen van grotere delen	behoud koolstoflimitatie, minder N-retentie en P-mobilisatie door betere afbraak van organische stof, stimulering submerse vegetatie, bevordering kieming isoëtiden	van Geest et al. (2007), Brouwer et al. (2008), Kosten (2011), Arts et al. (2012a)	ondiepe eutrofe plassen, ondiepe zwakgebufferde plassen / 3110 (+), 3130 (+), 3140 (+), 3150 (+), typische fauna (+)	3 (-)
1.30		tijdelijk volledig droogvallen	meer submerse vegetatie door afname van visbestand en minder interne eutrofiëring	Jeppesen et al. (2010), Kosten (2011)	ondiepe stilstaande wateren / 3110 (+), 3130 (+), 3140 (+), 3150 (+)	3 (-)
1.31		verlaagde erosiebasis	mechanische schade, uitspoelen wortelende planten en propagulen	NE & RSPB (2014)	grotere stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), rbbmr (-)	5.1 (+)
1.32		sterkere opwerveling bodemdeeltjes en toename nutriënten in waterkolom	verlies submerse vegetatie door toename turbiditeit en eutrofiëring	Jeppesen et al. (2015)	ondiepe stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.33		minder lichtbeperking van submerse vegetatie	uitbreiding submerse vegetatie	Kosten (2011), Jeppesen et al. (2015)	eutrofe stilstaande wateren (afhankelijk van morfometrie en andere lokale factoren) / 3140 (+), 3150 (+)	oppervlakte (+)

1.34			opwarming door minder schaduw wegens afsterven en toename begrazing van rivierbegeleidende vegetatie, vertraging afbraak organisch materiaal en nutriëntencyclering	verlies koudwaterrefugia, bodemerosie, eutrofiëring door grazers	Edwards et al. (2012)	bronnen, bovenlopen / 7220 (-), typische soorten (-)	oppervlakte (-), 3 (+)
1.35	minder neerslag zomer	verlaging zomerpeil	verlies connectiviteit tussen hoofd- en nevengeulen en tussen andere watersystemen; droogvallen nevengeulen	afname beschikbaar foerageer- en reproductiehabitat	Kosten (2011), NE & RSPB (2014)	vooral door neerslag gevoede rivieren / typische soorten	populatie (-)
1.36			(gedeeltelijk) droogvallen waterbodem	sterke pH-daling bij stijging waterstand door voorafgaande oxidatie zwavelverbindingen	van Dam & Beltman (1992), Whitehead et al. (2009), Beije et al. (2012a)	ondiepe zwak-gebufferde plassen met sulfiderijke bodem / 3160 (-), 3130 (-)	4 (+)
1.37		lagere zomerafvoer, langere hydraulische verblijftijd tijdens zomerhalfjaar	landinwaartse verschuiving zout water	verzilting	Whitehead et al. (2009)	benedenloop rivieren / typische soorten (-)	7 (+)
1.38		langere hydraulische verblijftijd tijdens zomerhalfjaar	verhoogde retentie van nutriënten	eutrofiëring	NE & RSPB (2014)	door rivierwater gevoede stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.39			minder verdunning	hogere concentraties enterovirussen	Johnson et al. (2009)	grotere rivieren / volksgezondheid (-), ESD (-)	-
1.40			lagere concentratie zwevende deeltjes in waterkolom, hoger doorzicht	sterkere aanwas van algen of ondergedoken planten	Whitehead et al. (2009), Edwards et al. (2012)	gestuwde waterlopen, rivierverbonden plassen / 3140 (+, -), 3150 (+, -), 3260 (+, -), ESD (-)	3 (+, -)
1.41	minder neerslag zomer, meer extreme neerslagperiodes	meer afspoeling	hogere sediment-, nitraat- en DOC-belasting	verhoogde microbiële activiteit, algen- en macrofytenontwikkeling, verminderde waterkwaliteit	Edwards et al. (2012)	waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+)
1.47	meer neerslag winter	meer afspoeling	hogere sedimentlast	sterfte (kiem)planten door opslibbing	Whitehead et al. (2009, 2012), Edwards et al. (2012)	grotere, overgedimensioneerde en gestuwde waterlopen / 3260 (-)	6 (+)
1.42		meer afspoeling omliggende gronden /	hogere N-aanvoer	verzuring, vermesting	Arts et al. (2012b)	zure vennen / 3110 (-)	3 (+), 4 (+)

		uitspoeling in zijgebied					
1.43		meer uitspoeling organische (landbouw)gronden	hogere aanvoer humusstoffen	minder algengroei door vermindering beschikbaar licht	Johnson et al. (2009)	sommige rivieren? / 3260 (-?), ESD (+?)	3 (-)
1.44		meer uitspoeling veen-, bos- en heidebodems	hogere aanvoer DOC dystrofie ¹⁴	organische belasting, verzuring	Kosten (2011), Whitehead et al. (2012)	kleine stromende en ondiepe stilstaande wateren in infiltratiegebieden en op veenbodems / 3160 (+), 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (+,-)	4 (+)
1.45		kortere hydraulische verblijftijd in winter	sterkere uitspoeling atmosferische pollutanten	minder verzuring	Besse-Lototskaya et al. (2011)	ondiepe zwak-gebufferde plassen / 3110 (+), 3130 (+), typische soorten (+)	4 (-)
1.46			lagere nutriëntenbelasting indien lagere nutriëntenconcentraties in aangevoerd water	oligotrofiëring	NE & RSPB (2014)	door rivierwater gevoede stilstaande wateren / 3130 (+), 3140 (+), 3150 (+)	3 (-)
1.48	meer extreme neerslagperioden	meer afspoeling	snellere sedimentaccumulatie	versnelde successie hydrosere	Arnell et al. (2015)	stilstaande wateren in glooiend terrein / 2190 (-), 3150 (-), rbbmr (+)	oppervlakte (-)
1.49	meer neerslag winter, meer extreme neerslagperioden	meer afspoeling	inspoelen fijnere bodemdeeltjes	verminderd doorzicht	Besse-Lototskaya et al. (2011)	stilstaande wateren en waterlopen / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-)	3 (+), 6 (+)
1.50			hogere belasting met N, P, organische stof, pesticiden, metalen, enterobacteriën (landbouwgronden)	eutrofiëring, saprobiëring, verontreiniging, vertroebeling	Whitehead et al. (2009), Jeppesen et al. (2009), Lyche-Solheim et al. (2010), Moss (2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Moss et al. (2011), Haase et al. (2012), Jeppesen et al. (2011, 2013), Hoogenboom (2014), NE & RSPB (2014)	alle watertypes, vooral in agrarische gebieden / alle habitattypes (-), typische soorten (-), ESD (-),	3 (+), 8 (+)
1.51			hogere belasting met organische stof (POM, DOM)	hogere zuurstofvraag, meer CO ₂ -productie	Johnson et al. (2009)	rivieren / typische soorten (-), ESD (-)	8 (+)
1.52	minder neerslag zomer, meer neerslag winter,	meer bodem- en	hogere belasting N, P, S,	eutrofiëring, verontreiniging	Bloomfield et al. (2006), Lyche-Solheim et al.	bronnen, waterlopen, vooral in agrarische	3 (+), 8 (+)

¹⁴ Voor de in sommige wateren opnieuw toenemende concentraties humusstoffen ('brownification') lijkt vooral de afgenomen atmosferische depositie van zwavelverbindingen een belangrijke rol te spelen.

	meer extreme neerslagperioden	oeveruitspoeling	pesticiden		(2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten et al. (2011)	gebieden / 7220 (-), 3260 (-), typische soorten	
1.53		uitspoeling HNO ₃ , sulfaat	abrupte of chronische pH-daling	verzuring	Whitehead et al. (2009), Wright et al. (2010), Kosten (2011)	verzuringgevoelige wateren in nitraatverzadigde gebieden / 3110 (-), 3130 (-), 3160 (-), typische fauna (-)	4 (+)
1.54		hogere afvoerdynamiek	afwisseling van extremen in stroomsnelheid	lagere biodiversiteit door mechanische en fysiologische stress	Besse-Lototskaya et al. (2011)	kleinere waterlopen / typische fauna (-)	6 (+)
1.55		lagere watertoevoer zomer, hogere watertoevoer winter	groter verschil tussen basis- en piekafvoer, perioden zonder afvoer, droogte	overgang bron- naar bosvegetatie; minder kalkneerslag; erosie; verstoring kenmerkende flora en fauna; lagere diversiteit	Beije et al. (2012b)	bronsystemen / 7220 (-), typische fauna (-)	oppervlakte (-), 5.1 (+)
1.56		meer veranderlijk waterpeil	brede litorale zone met variabel waterpeil en sterkere golfwerking	sterfte door fysische en fysiologische stress	NE & RSPB (2014)	grotere stilstaande wateren (afhankelijk van tijdstip, snelheid, frequentie en grootte fluctuaties) / 3140 (-), 3150 (-)	oppervlakte (-)
1.57	minder neerslag zomer, meer neerslag winter, hogere frequentie stormen	meer veranderlijk waterpeil	brede litorale zone met variabel waterpeil en sterkere golfwerking	stimulering sommige submerse macrofyten	Penning et al. (2007)	stilstaande wateren / 3140 (+), 3150 (+)	oppervlakte (+)
1.58	meer extreme neerslagperioden, hogere neerslag in winter	meer en hogere piekafvoeren	lagere substraatheterogeniteit, afvoer van grof organisch materiaal	lagere diversiteit van macrofauna	Besse-Lototskaya et al. (2011), Edwards et al. (2012), Whitehead et al. (2012)	bovenlopen / typische fauna (-)	6 (+)
1.59	meer extreme neerslagperioden	hogere piekafvoeren	hogere stroomsnelheden in groeiseizoen	mechanische schade aan waterplanten	Kosten (2011)	kleinere tot middelgrote waterlopen / 3260 (-)	6 (+)
1.60		meer en hogere piekafvoeren	toename hydraulische energie, meer variabel afvoerregime	versnelling autonoom herstel riviermorfologie, toename habitatheterogeniteit	Whitehead et al. (2009), Mainstone & Holmes (2010), Kosten (2011)	meer bovenstroomse waterlopen met laterale bewegingsvrijheid / 3260 (+), typische fauna (+)	6 (-), oppervlakte (+)
1.61			hogere maximale stroomsnelheden	uitspoeling macrofauna	Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Hoogenboom (2014)	bronnen, kleinere waterlopen / 7220 (-), typische fauna	6 (+)
1.62			sterker sedimenttransport	verhoogde opslibbing en blootstelling aan geremobiliseerde pollutanten stroomafwaarts	Whitehead et al. (2009), Haase et al. (2012), NE & RSPB (2014)	grotere waterlopen / 3260 (-), gevoelige soorten (macrofauna, vis) (-), ESD (-)	6 (+), 8 (+)

1.63			meer frequente overstorten	verontreinigingspuls, zuurstofdal	Whitehead et al. (2009), Lyche-Solheim et al. (2010), Kosten (2011)	waterlopen / 3260 (-), gevoelige soorten (macrofauna, vis) (-), ESD (-)	8 (+)
1.64				hogere belasting met ziekteverwekkers voor dieren en de mens	Lyche-Solheim et al. (2010)	waterlopen, stilstaande recreatiewateren / ESD (-)	n.v.t.
1.65			tijdelijk kortere verblijftijd	doorspoelen algenboei	Whitehead et al. (2009)	traagstromende (verontreinigde) rivieren / ESD (+)	3 (-)
1.66				verlaging nutriënten- en fytoplanktonconcentraties	Louette et al. (2008)	doorstroommeren en –bekkens / 3150 (+)	3 (-)
1.67			aanvoer water bij overstroming	verontreiniging door herverdeling van pollutanten vanuit verontreinigde sites	Foulds et al. (2014)	stilstaande wateren in alluviale gebieden / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), typische fauna (-), ESD (-)	3 (+), 8 (+)
1.68				hogere belasting met nutriënten, zouten, zwevende stof en pollutanten vanuit waterlopen en overstromde zones ¹⁵	Smolders et al. (2013)	stilstaande wateren in alluviale gebieden / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), typische fauna (-), ESD (-)	3 (+), 8 (+)
1.69			Overstroming	hogere nutriëntenbelasting van waterloop door uitwisseling met valleibodem	Lamers et al. (2006), Besse-Lototskaya et al. (2011)	beken / 3260 (-)	3 (+)
1.70		meer en hogere piekafvoeren, inundatie van depressies	meer leefgebied voor steekmuggen en knutten na tijdelijke overstroming	verhoogde kans op ziekteoverdracht, overlast	Verdonschot (2009)	volksgezondheid (-), ESD (-)	n.v.t.
1.71	hogere windsnelheden	hogere aanvoer bladeren	hogere zuurstofvraag, meer organische bodem, accumulatie van onverteerde bladeren	zuurstofstress, toename nutriënten, substraatwijziging	veronderstelling	alle stilstaande wateren / 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), verlies typische soorten	3 (+)
1.72		diepere menging tijdens groeiseizoen	tijdelijke destratificatie	hogere beschikbaarheid van nutriënten	George et al. (2007), Whitehead et al. (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011)	gestratificeerde wateren / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.73		sterkere waterbeweging	diepere golfbasis, sterkere	mechanische schade, uitspoelen wortelende planten en propagulen,	Besse-Lototskaya et al.	grotere plassen / 3140 (-), 3150 (-), rbbmr (-)	oppervlakte (-)

¹⁵ Door sedimentatie van klei en leem kan de hydrologische connectiviteit van plassen met het grondwater in bepaalde alluviale situaties verminderen, waardoor het waterpeil stabiel wordt en de soortenrijkdom van ondergedoken planten afneemt (van Geest et al. 2005). Meer frequente overstroming met slibrijk water zou een dergelijk 'verouderingsproces' versnellen.

			golfslag, oeverafslag	steiler oeverprofiel	(2011)		
1.74			resuspensie van bezonken trichomen	verlengde aanwezigheid van cyanobacteriën in fytoplankton	Mooij et al. (2005)	grotere plassen / volksgezondheid, ESD (-)	3 (+)
1.75			meer verstoorde waterbodem	lager doorzicht, hogere zuurstofvraag	Besse-Lototskaya et al. (2011)	grotere ondiepe plassen op klei- en leem of met sibrijke bodem / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
1.76		hogere beschikbaarheid nutriënten door uitwisseling met waterkolom en betere afbraak van organische sedimentfractie en meer fytoplankton		Roozen et al. (2003)	grotere ondiepe plassen / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)	
1.77		verhoogde aanwezigheid van <i>Clostridium</i> -bacteriën in de waterkolom		Stenstrom & Carlander (2001), Mooij et al. (2005)	zeer voedselrijke, ondiepe, stilstaande wateren / typische soorten (-), volksgezondheid (-), ESD (-)	n.v.t.	
1.78			meer selectief transport van organische deeltjes	meer minerale bodem aan loefzijde	veronderstelling	grotere zwak-gebufferde plassen / 3110 (+), 3160 (+)	3 (-)
1.79	zomerdroogte, hogere windsnelheden	zandverstuiving, meer heidebranden	inwaaien zand	meer zandige waterbodem	veronderstelling	stilstaande wateren op zand in open terrein / 3110 (+), 3130 (+)	3 (-)

Tabel 17. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van biogeochemische en fysiologische processen.

Biogeochemische en fysiologische processen							
nr.	oorzaak	druk	Toestand	gevolg	bronverwijzing	watertype / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
2.1	zeespiegelstijging, hogere temperatuur, minder neerslag zomer	intrusie P- en S-rijk brak water (grond- en kwelwater)	hogere P-belasting	(interne) eutrofiëring	Kosten (2011), Hoogenboom (2014)	duinplassen, polderwateren / 2190a (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
2.2	hogere temperatuur	verlenging warme periode	minder vorst in voorjaar	minder vorstschade aan jonge scheuten van helofyten	Haslam (1972)	ondiepe delen van stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), rbbmr (+)	oppervlakte (+, -)
2.3		sneller metabolisme	versterking allelopathie	minder fytoplankton	Trochine et al. (2011)	stilstaande wateren / 3140 (+), 3150 (+)	3 (-)
2.4		verlenging warme periode en sneller metabolisme	snellere afbraak van organische stof in bodem van inziggebied of vallei	eutrofiëring door hogere toevoer van organische stof en nutriënten, afname zuurstof en verminderde retentie van nutriënten	Battarbee et al. (2008), Feuchtmayr (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011), Moss et al. (2011)	alle oppervlaktewateren / 3130 (-) 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-)	3 (+)
2.5		sterkere afbraak organisch materiaal <i>in situ</i> ; versnelde doorstroming van nutriënten via consumenten	interne eutrofiëring door verhoogde beschikbaarheid N, P, C	Jeppesen et al. (2010), Moss (2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Whitehead et al. (2012), Hoogenboom (2014)	bronnen, kleinere waterlopen, kanalen, (eutrofe) ondiepe stilstaande wateren / 7220 (-), 3130 (-), 3130 (-), 3150 (-), 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+)	
2.6		sterkere afbraak van organisch materiaal <i>in situ</i> door productie alkaliniteit bij versterkte denitrificatie en sulfaatreductie	interne eutrofiëring (N, P) en hogere DOC-concentratie, toename fytoplankton (groenwieren)	Lamers et al. (2006), van Dam & Mertens (2008, 2011), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	ondiepe stilstaande wateren (vooral permanente zwak-gebufferde plassen met organische bodem), bronnen, kleinere waterlopen / 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-), 7220 (-), typische soorten (-)	3 (+)	
2.7		sterkere afbraak van organisch materiaal <i>in situ</i> door productie alkaliniteit bij versterkte denitrificatie en sulfaatreductie; vorming fijn organisch slib met lage cohesie	minder goede wortelhechting voor submerse planten en hogere turbiditeit door snellere resuspensie van sediment	Lamers (2010)	ondiepe stilstaande wateren, vooral op veen / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)	

2.8			meer sulfaatreductie	toxische sulfide-opstapeling in waterbodem	van der Welle et al. (2006), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	ondiepe, zwak-gebufferde plassen / 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-)	8 (+)
2.9			hogere biomassa productie fytoplankton	meer en langere waterbloeien	Besse-Lototskaya et al. (2011), NE & RSBP (2011)	traagstromende waterlopen, eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-), ESD (-)	3 (+)
2.10				verlies submerse vegetatie door competitie voor licht en koolstof	Mooij et al. (2007), NE & RSBP (2011), Jeppesen et al. (2014)	stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-), typische soorten	3 (+)
2.11			hogere primaire productie en sterkere afbraak van organisch materiaal <i>in situ</i> afbraak	verlaagde fitness tot sterfte door zuurstofstress, NH _x -vergiftiging, botulisme	McKee et al. (2003), Mooij et al. (2005), Moran et al. (2010), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), NE & RSBP (2011), Netten (2011) ¹⁶ , Whitehead et al. (2012)	traag stromende en stilstaande voedselrijke wateren, vooral kleinere ¹⁷ / 3150 (-), typische fauna (-)	3 (+), 8 (+)
2.16				minder koolstofopslag, meer CO ₂ , N ₂ O en methaanemissie ¹⁸	Moss et al. (2011)	stilstaande wateren / ESD (-)	n.v.t.
2.12			lagere lichtbehoefte submerse planten bij hogere temperatuur	hogere biomassa submerse vegetatie en groei tot op grotere diepte	Kosten (2011), Kosten et al. (2011)	ondiepe stilstaande wateren / 3140 (+), 3150 (+)	3 (-)
2.13			hogere zuurstofvraag en meer afbraakproducten in hypolimnion	sterfte door slechte waterkwaliteit bij destratificatie	Besse-Lototskaya et al. (2011)	diepere plassen / typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)
2.14				sneller anoxisch soortenarm of 'dood' hypolimnion, minder voedsel voor vis en foeragerende vogels	Moss (2010), Haase et al. (2012)	diepere plassen / typische fauna (-),	3 (+)
2.15			hogere groeisnelheid	minder nakomelingen per generatie; meer nakomelingen indien meer cycli/seizoen;	Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	typische fauna (+, -)	populatie (-)

¹⁶ Netten (2011) vond de sterkste toxiciteit van NH_x op *Elodea canadensis* bij lage pH en lichtintensiteit en wijt dit aan een lagere detoxificatiecapaciteit.

¹⁷ In organisch sediment wortelende waterplanten zijn gevoelig voor zuurstofstress en vooral het gecombineerd effect van opwarming en eutrofiëring zal hierdoor schadelijk zijn. Een bijkomend effect is dat de wortellengte afneemt naarmate het gehalte organisch materiaal toeneemt, zodat de verankering vermindert (Raun 2013, Raun et al. 2010). Hierdoor komen ook vegetaties in zwak-gebufferde, voedselarmere wateren en estuariene zeegrasvegetaties in het vizier.

¹⁸ Methaanproductie is van belang voor de vorming van drijftillen en de successie naar zuur overgangsveen in dystrofe wateren (3160; Smolders et al. 2002); het dient ook als koolstof- en energiebron voor het aquatisch voedselweb.

				andere sexratio			
2.17	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	verlenging warme periode, sneller metabolisme, langere hydraulische verblijftijd	hogere biomassa-productie fytoplankton	meer en langere waterbloeien	Johnson et al. (2009), Moss (2010), Kosten (2011), Whitehead et al. (2012)	grote rivieren, kanalen / typische soorten, ESD (-)	3 (+)
2.18			zeer hoge pH tijdens dag door CO ₂ -opname bij sterkere fotosynthese	ammonia-toxiciteit, geremde fotosynthese	Feuchtmayr et al. (2009)	harde, eutrofe wateren / 3150 (-)	3 (+)
2.19		sneller metabolisme, langere hydraulische verblijftijd	hogere zuurstofproductie tijdens dag, hogere zuurstofvraag tijdens nacht	grotere dag-nachtfluctuatie zuurstof (vraag stijgt meestal doordat respiratie > productie)	Moss (2010), Kosten (2011), Hoogenboom (2014)	grote rivieren, gestuwde waterlopen / typische fauna (-)	3 (+)
2.20		hogere evapotranspiratie, verlaging freatisch zomerpeil	minder watertoevoer	lager zelfreinigend vermogen door lagere stroomsnelheid bij basisdebiet	veronderstelling	kleinere waterlopen / 3260 (-), typische soorten	8 (+)
2.21			Veenmineralisatie	eutrofiëring	Kosten (2011)	polders, riviervalleien met laagveen / 3150 (-)	3 (+)
2.22			oxidatie van zwavelverbindingen	sulfaatgestuurde P-eutrofiëring	Kosten (2011)	zwavelhoudende bodems in polder en valeigebieden	3 (+)
2.23			oxidatie van zwavelverbindingen in bodem/ondergrond in zijgebied	sulfaatgestuurde P-eutrofiëring; sulfidotoxiciteit in ijzerarme systemen; N-eutrofiëring (via sulfaatreductie en afbraak van organische stof)	van der Welle et al. (2006), Beije et al. (2012a), Hoogenboom (2014)	stilstaande wateren met pyriet of zwavel uit atmosferische depositie of brakwaterafzettingen in bodem/ondergrond van in zijgebied, laagveengebieden / 2190a (-), 3110 (-), 3130 (-), 3140, (-), 3150 (-), 3160 (-)	3 (+)
2.24	hogere temperatuur, minder neerslag zomer, meer neerslag winter		verhoogde mineralisatie <i>in situ</i> door uitdrogen in herfst en afvoer organisch materiaal bij hoger waterpeil in winter	minder accumulatie strooisel	betera rietontwikkeling	White (2004)	eutrofe wateren met constant peil / rbbmr (+), typische soorten (+)
2.25	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperiodes	verhoogde bodemmineralisatie in in zijgebied, uitspoeling	hogere concentraties nitraat-N	eutrofiëring	Whitehead et al. (2009, 2012), Kosten (2011), Smolders et al. (2014)	voedselarmere wateren in landbouwgebied of nitraatverzadigde gebieden, veengebieden / 3150 (-), 7220 (-)	3 (+)

2.26	hogere temperatuur, minder neerslag zomer, meer extreme neerslagperiodes	verlenging warme periode, sneller metabolisme, grotere peilfluctuatie	meer microbiële denitrificatie	lagere primaire productie, hogere diversiteit planten indien minder N beschikbaar, lagere ammoniumconcentraties	Nöges et al. (1998), Jeppesen et al. (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten et al. (2011), van Dam & Mertens (2011), Hoogenboom (2014)	wateren met N-limitatie of voldoende lage N-belasting (en organische bodem) / 7220 (+), 3140 (+), 3150 (+), 3260 (+), ESD (+)	3 (-)
2.27	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperiodes, hogere CO ₂ -concentratie	verlenging warme periode, sneller metabolisme, verhoogde afspoeling	hogere biomassa-productie macrofyten	snellere successie hydrosere, verlanding	Verdonschot et al. (2007), Besse-Lototskaya et al. (2011), Eller et al. (2012)	ondiepe stilstaande wateren (brakke wateren, poelen, kanalen, laagveenplassen,...) / 3150 (-), rbbmr (+, -)	3 (+)
2.28	hogere CO ₂ -concentratie	meer CO ₂ in het water	minder koolstoflimitatie	hogere fytoplankton- en cyanobacteriënproductie	Schippers et al. (2004), De Senerpont Domis et al. (2013)	eutrofe en C-gelimeerde systemen / 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), ESD (-)	3 (+)
2.29				verhoogd drijfvermogen en lagere weerstand aan uitspoeling door windwerking en stroming bij wortelende submerse planten door hogere blad/wortel-ratio	Spierenburg et al. (2009), Raun et al. (2010)	zwak gebufferde wateren (bijzonder met organische bodem) / 3110 (-), 3130 (-), drijvende waterweegbree (-)	3 (+)

Tabel 18. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van omstandigheden in relatie tot autecologische vereisten.

Autecologische vereisten							
nr.	oorzaak	druk	Toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
3.1	zeespiegelstijging, hogere temperatuur, minder neerslag zomer	zoutwaterintrusie (grond- en oppervlaktewater)	hogere saliniteit	afname zoutgevoelige soorten (osmotische stress, sterfte, verlies kiemkracht propagulen,...), toename zoutresistente soorten; vervanging zoetwater- door brakwatergemeenschap	NE & RSBP (2011), Cañedo-Argüelles et al. (2013) ¹⁹ , Hoogenboom (2014)	stilstaande wateren, kanalen en grachten in polders / 3150 (-), typische soorten	7 (+)
3.2			sterk variabele saliniteit	afname diversiteit, euryhaliene gemeenschap	Besse-Lototskaya et al. (2011), NE & RSBP (2011)		
3.4	hogere temperatuur	verlenging warme periode	suboptimale / meer optimale temperatuurmaxima	verlies koud-stenotherme soorten, toename eurytherme soorten	Verdonschot et al. (2007), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Haase et al. (2012), Jeppesen et al. (2010, 2012)	bronnen, (onbeschaduwde) bovenlopen, diepe plassen / typische soorten (-)	populatie (-)
3.5			meer stabiele stratificatie	competitief voordeel cyanobacteriën met aerotopen en dinofyten	Paerl & Huisman (2008), Jeppesen et al. (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011), De Senerpont Domis et al. (2013)		
3.6			hogere watertemperatuur	langere of kortere overleving van parasieten en ziekteverwekkers	lagere of hogere concentraties van parasieten en ziekteverwekkers voor dieren en de mens, hogere infectiegraad van vissen met bacteriële infecties en parasitaire wormen	Johnson et al. (2009), Kosten (2011)	alle wateren met vis of effluent-ontvangende wateren en zwemvijvers / typische soorten (-), ESD (+, -), volksgezondheid (+, -)
3.7		verlenging warme periode, meer nutriënten	competitief voordeel cyanobacteriën	hogere biomassa cyanobacteriën	Jöhnk et al. (2008), Wagner & Adrian (2009), Besse-Lototskaya et al. (2011), NE & RSBP (2011), Kosten (2011), Kosten et al. (2012), Jeppesen et al. (2009, 2013, 2014)	grote rivieren en kanalen met hoge hydraulische verblijftijd, niet-zure stilstaande wateren / ESD (-)	3 (+)

¹⁹ Voor een meer uitgebreid overzicht van de zeer diverse effecten van een verhoogde zoutconcentratie wordt verwezen naar deze publicatie, evenals naar Jeppesen et al. (2015).

3.8		hogere beschikbaarheid van nutriënten	competitief voordeel drijvende planten	meer drijvende planten (inz. kroos) door competitieve uitsluiting van fytoplankton en submerse planten via lichtbeperking	Feuchtmayr et al. (2009), Kosten (2011), Netten et al. (2011), Peeters et al. (2013a)	sterk eutrofe ondiepe, beschutte plassen, grachten en kanalen (vooral op organische bodem) / 3150 (-), typische soorten (+, -)	3 (+)
3.9				lagere visbiomassa door zuurstofstress vanwege verminderde diffusie	Feuchtmayr et al. (2009), Moss (2010)	eutrofe ondiepe, beschutte plassen, grachten en kanalen / 3150 (+), typische soorten (+, -)	3 (+)
3.10	minder neerslag zomer	langere verblijftijd	competitief voordeel traag groeiende, persistente fytoplanktonsoorten	meer cyanobacteriën	Moss et al. (2011)	traag stromende en stilstaande wateren	3 (+)
3.11	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	verlaging zomerpeil	tijdelijk uitdrogen	vervanging van minder mobiele soorten door snel koloniserende opportunisten, bestendigen 'pioniergemeenschap'	Besse-Lototskaya et al. (2011), Edwards et al. (2012)	bovenlopen, ondiepe stilstaande wateren (vooral op zand), oevers van diepere plassen / 7220 (-), 3130 (+), 3140 (+), 3150 (+, -), typische soorten (+, -)	6 (+), oppervlakte (+, -), populatie (+, -)
3.12		hogere evapotranspiratie; verlaging zomerpeil		droogtestress, vervanging droogtegevoelige door droogteresistente soorten (bv. met ruststadium)	Moss (2010), Haase et al. (2012), NE & RSPB (2014)	bovenlopen (vooral in bos) / 3260 (-), typische fauna (-, tenzij aangepast)	6 (+), populatie (-)
3.13		hogere evapotranspiratie	minder (grond)watertoevoer	verlies rheofiele soorten door lagere stroomsnelheid en droogvallen	Kosten (2011)	kleinere waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	6 (+), populatie (-)
3.14		warmer, traagstromend water	competitief voordeel epifytische algen	verminderde groei submerse planten	Whitehead et al. (2009), Johnson et al. (2009)	rivieren / 3260 (-)	3 (+)
3.15		minder watertoevoer	lagere stroomsnelheid, sneller droogvallen	ontwikkeling draadwieren	Besse-Lototskaya et al. (2011)	droogvallende bovenlopen / 3260 (-)	6 (+)
3.16			lagere stroomsnelheid, minder zuurstof, fijner substraat	meer limnofiele, minder rheofiele soorten	Johnson et al. (2009)	rivieren / typische soorten (-)	6 (+), populatie (-)
3.17	hogere temperatuur, minder neerslag zomer, hogere windsnelheden	hogere evapotranspiratie, meer zoutwaterverstuiving	hogere chloridegehalten	afname diversiteit	Besse-Lototskaya et al. (2011)	kleinere duinwateren / 2190a (-), typische soorten (-)	7 (+), populatie (-)
3.18	meer extreme	meer en hogere	hogere maximale	bevordering snelle	Whitehead et al. (2012)	bronnen, kleinere waterlopen / typische fauna	6 (+), populatie (-)

	neerslagperioden	piekafvoeren	stroomsnelheden	kolonisatoren				
3.19	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperioden	verlenging warme periode, meer nutriënten	competitief voordeel draadalgen	meer flabvorming	Besse-Lototskaya et al. (2011)	regenwatergevoede, voedselarmere poelen / 2190a (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)	
3.20	hogere temperatuur, minder neerslag zomer, meer extreme neerslagperioden	variatie in toevoer doorsijpelend water	sterkere fluctuatie bicarbonaatgehalte	destabilisatie levensgemeenschap	Besse-Lototskaya et al. (2011)	kalkrijke (duin)wateren / 2190a (-)	3 (+?)	
3.21	meer neerslag winter	meer uitspoeling veen-, bos- en heidebodems; hogere aanvoer DOC	hoger waterpeil, lager doorzicht, afname EGV (soms coprecipitatie van calcium en fosfor)	vervanging kranswieren door submerse mossen en vaatplanten, toename flagellaten in fytoplankton	Ejankowski & Lenard (2015)	diepe hardwatermeren / 3140 (-), 3150 (+)	oppervlakte (-)	
3.22	hogere CO ₂ -concentratie in atmosfeer	meer CO ₂ -in water	minder koolstoflimitatie	sterkere groei submerse vegetatie	Kosten (2011)	diepe eutrofe stilstaande wateren / 3150 (-)	3 (+)	
3.23				verdringing isoëtiden door caulescente waterplanten	Spiereburg et al. (2009), Kosten (2011)	zwak-gebufferde mesotrofe wateren / 3110 (-), 3130 (-)	3 (+)	
3.24				lichtgebrek voor isoëtiden door sterkere ontwikkeling epifytische algen	Andersen et al. (2005)	zwak-gebufferde wateren / 3110 (-), 3130 (-)	3 (+)	
3.25				competitief voordeel bovenin de waterkolom groeiende planten en flab	Kosten (2011)	kleinere stilstaande wateren / 3130 (-), 3150 (-)	3 (+)	
3.26				meer CO ₂ beschikbaar	competitief voordeel CO ₂ -gebruikende submerse planten t.o.v. HCO ₃ ⁻ -gebruikers	Johnson et al. (2009)	ondiepe stilstaande wateren	3 (-), 4 (+)
3.27				lagere pH	competitief voordeel (niet-toxische?) cyanobacteriën	Kosten (2011)	zwak-gebufferde stilstaande wateren / ?	?

Tabel 19. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van de structuur van het aquatisch voedselweb.

Voedselwebstructuur							
nr.	oorzaak	druk	Toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
4.1	zeespiegelstijging	zoutwaterintrusie (grond- en oppervlaktewater)	hogere saliniteit	vertroebeling door afname fytoplanktonbegrazing vanwege sterkere zoöplanktonpredatie (vissen, aasgarnaal,...)	Schallenberg et al. (2003), Jeppesen et al. (2010, 2015), NE & RSBP (2011), Bruce et al. (2012)	polders, vooral zwak-brakke en zoete wateren (<5 ‰) / rbbah, 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
4.2	hogere temperatuur	verlenging warme periode en sneller metabolisme	hoger voedselaanbod voor zoöplankti- en omnivore vis; hogere recrutering zoöplanktivore en omnivore vis; meer kleine vis door sneller bereiken reproductief stadium; minder efficiënt grazend zoöplankton	meer fytoplankton (incl. cyanobacteriën) door sterkere vispredatie op groot zoöplankton of ander zoöplanktonspectrum en minder submerse vegetatie door lichtgebrek	Jeppesen et al. (2009, 2010, 2011, 2013, 2014), Kosten (2011), Moss et al. (2011)	ondiepe, niet-zure, meso- tot eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
4.3			hoger voedselaanbod voor benthivore vis; hogere recrutering benthivore vis	meer perifyton door sterkere vispredatie op slakken en minder submerse vegetatie door lichtgebrek	Kosten (2011)		3 (+)
4.4			dominantie visbestand door benthivore en omnivore vis, gecombineerd met meer litoraal habitatgebruik	eutrofiëring door sterkere nutriëntenflux van litoraal naar pelagiaal	Jeppesen (2010)		3 (+)
4.5			lagere oplosbaarheid zuurstof, sterkere respiratie, hogere heterotrofe biomassa	zuurstofdepletie	vertroebeling door minder fytoplanktonbegrazing bij sterfte zoöplanktongrazers en piscivore vis		Feuchtmayr et al. (2010)
4.6	hogere temperatuur, minder neerslag in zomer	verlenging warme periode, sneller metabolisme, tragere stroming	hoger of lager voedselaanbod (planten, invertebraten, vis)	populatie toe- of afname soorten	Johnson et al. (2009)	typische soorten	populatie (+, -)

4.7	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperioden	verlenging warme periode, meer nutriënten	meer benthivore vis door verhoogd voedselaanbod en verlies piscivoren	vertroebeling door mobilisatie van fosfor uit de waterbodem en resuspensie van bodemdeeltjes	Moss et al. (2011)	ondiepe, niet-zure, meso- tot eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
4.8			meer benthivore vis	lagere macrofaunadichtheid	Kosten (2011)	evt. lichtbeperking door meer aangroei (?), stilstaande wateren / 3140 (- ?), 3150 (- ?),	3 (+ ?)
4.9	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperioden, minder neerslag in zomer	verlenging warme periode, meer nutriënten, langere verblijftijd	minder submerse vegetatie	andere soortensamenstelling macrofauna	Kosten (2011)	ondiepe, niet-zure, meso- tot eutrofe stilstaande wateren / typische soorten (- ?)	?
4.10			dominantie van cyanobacteriën	vertroebeling door minder fytoplanktonbegrazing vanwege ongeschikt voedselaanbod voor efficiënt grazend zoöplankton en filteraars	Mooij et al. (2005), Kosten (2011)	meso- tot eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-), ESD (-)	3 (+)

Tabel 20. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van de fenologie en het autonome gedrag van organismen.

Fenologie en gedrag							
nr.	oorzaak	druk	toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
5.1	hogere temperatuur	snellere opwarming	temporele ontkoppeling biotische interacties (competitie, predatie, begrazing, infectie)	wijziging levensgemeenschap, verminderde of verbeterde fitness van soorten (direct of indirect), verstoring ecosysteemkarakteristieken	Mooij et al. (2005), Johnson et al. (2009), Ibelings et al. (2011), NE & RSPB (2014)	typische soorten (+/-), ESD (-)	populatie (?)
5.2			ander fytoplankton-inoculum in het voorjaar	gewijzigde intra-annuele successie van fytoplankton	Adrian et al. (1999), Mooij et al. (2005)	evt. indirecte effecten, ondiepe wateren / ?	?
5.3			vervroegde voorjaarspiek bepaalde fytoplanktonsoorten	zoöplankton mist meest geschikte voedselbron	Meis et al. (2009), Kosten (2011), De Senerpont Domis et al. (2013)		
5.4			vervroegde fytoplanktonbloei	verlies submerse vegetatie door kortere/afwezige helderwaterfase indien onvoldoende begrazing door zoöplankton	Peeters et al. (2007), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011), Haase et al. (2012)	grotere stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
5.5			vervroegde kroosdekvorming	slechter lichtklimaat voor submerse vegetatie, zuurstofloosheid, interne eutrofiëring	Peeters et al. (2013b)	kleinere, eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-), typische soorten (-)	3 (+)
5.6			vervroeging levenscycli	wijziging soortensamenstelling (competitief voordeel macrofyten met temperatuurafhankelijk russtadium)	Verdonschot et al. (2007)	alle wateren / 3140 (+/-), 3150 (+/-), 3260 (+/-)	?
5.7		verlenging warme periode	kortere groeicyclus submerse waterplanten	sterke fytoplankton- of kroosontwikkeling na vroegtijdig afsterven van submerse vegetatie	Kosten (2011)	ondiepe, niet-zure, eutrofe stilstaande wateren / 3150 (-)	3 (+)
5.8			langere paaitijd voor	meer fytoplankton door sterkere predatie jonge vis op	Jeppesen et al. (2010, 2013), Kosten	ondiepe, niet-zure, meso- tot eutrofe	

			vissen	groot zoöplankton	(2011)	stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	
5.9			ruimtegebruik van vissen sterker geassocieerd met submerse vegetatie	meer fytoplankton door sterkere vispredatie op groot zoöplankton	Jeppesen et al. (2010)		
5.10			gewijzigd voortplantingsgedrag (bv. minder broedzorg, uitstel)	lagere reproductie	Hopkins et al. (2011), Kosten (2011)	alle wateren / typische soorten (-)	populatie (-)
5.11			verbetering voedselbeschikbaarheid elders	meer noordoostelijke overwintering van sommige watervogels	Mooij et al. (2005)	typische soorten (watervogels, -)	
5.12			groter aantal overwinterende plantenetende watervogels	verhoogde guanotrofiëring en begrazing van submerse vegetatie, toename pathogenen	Kosten (2011)	grotere stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-), ESD (-), volksgezondheid (-)	3 (+)
5.13	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	verlenging warme periode, minder overstroming tijdens nestseizoen	betere overleving van sommige watervogels	verhoogde guanotrofiëring en begrazing van submerse vegetatie	Johnson et al. (2009)	grotere, ondiepe stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
5.14	minder neerslag zomer	verlaging zomerpeil	tijdelijk uitdrogen	competitief voordeel voor soorten met snelle generatiewissel	veronderstelling	?	?

Tabel 21. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van het biogeografisch areaal van organismen.

Arealverschuiving							
nr.	oorzaak	druk	toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
6.1	hogere temperatuur	verandering regionaal soortenbestand	gewijzigde biotische interacties (begrazing, predatie, competitie, parasitisme, ziekten...)	lagere fitness tot sterfte van soorten, wijziging voedselaanbod, verhoogde incidentie van parasitosen en ziekten bij vatbare inheemse soorten en mens	Mooij et al. (2005), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	alle wateren / kwetsbare vegetaties (?), typische soorten (+, -), volksgezondheid (-), ESD (-)	populatie (+, -)
6.2		verschijnen 'ecosystem engineers'	gewijzigde standplaatscondities	andere levensgemeenschap, verhoogde nutriëntendynamiek	Besse-Lototskaya et al. (2011), Truhlar et al. (2014)	niet-zure stilstaande en stromende wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+)
6.3		verschijnen nieuwe ziektevectoren	beter verspreiding parasieten en ziekteverwekkers	lagere fitness tot sterfte van vatbare inheemse soorten en mens door verhoogde incidentie van parasitosen en ziekten	Besse-Lototskaya et al. (2011)	alle wateren / typische soorten (-), volksgezondheid (-), ESD (-)	populatie (-)
6.4	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	gewijzigde fysisch-chemische omstandigheden	minder effectieve abiotische filters voor 'Invasive Alien Species' (IAS)	meer succesvolle vestiging van IAS	Rahel & Olden (2008), Lyche-Solheim et al. (2010)	alle wateren / 3110 (-), 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-)	n.v.t.

Tabel 22. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van het invasief gedrag van organismen.

Versterking invasief gedrag van gevestigde 'Invasive Alien Species' (IAS)							
nr.	oorzaak	druk	toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
7.1	hogere temperatuur	beterre reproductie koudegevoelige IAS	grotere populatie door wintergroene overleving of seksuele voortplanting	competitieve uitsluiting inheemse soorten	Lyche-Solheim et al. (2010), Kosten (2011), Hüssner et al. (2014)	3260 (-), typische soorten (-)	populatie (-)
7.2		beterre overleving koudegevoelige IAS	uitbreiding leefgebied koudegevoelige IAS	competitieve uitsluiting inheemse soorten	Mooij et al. (2005), Besse-Lototskaya et al. (2011), Haase et al. (2012)	bronnen, waterlopen / typische soorten (-)	
7.3		verhoogde overleving, reproductie en snellere groei van probleemsoorten	hogere biomassa probleemsoorten (bodemwoelende vis, grazers, drijvende planten)	verlies submerse vegetatie door directe effecten en mobilisatie van fosfor uit de waterbodem	McKee et al. (2002), Moran et al. (2010), Jeppesen et al. (2009), Moss et al. (2011), Netten (2011)	ondiepe en diepe meso- tot eutrofe plassen / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
7.4	hogere temperatuur, minder neerslag zomer	hogere evapotranspiratie, langere hydraulische verblijftijd	hogere, meer variabele saliniteit	competitief voordeel fysiologisch meer tolerante IAS	Cañedo-Argüelles et al. (2013)	grotere waterlopen, ionenrijke stilstaande wateren	n.v.t.
7.5		verhoogde primaire productie	hoge pH en CO ₂ -depletie tijdens dag	competitief voordeel subtropische IAS met beter aangepast	veronderstelling	eutrofe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	n.v.t.
7.6		warmer, trager stromend water	dikkere water/bladgrenslaag bemoeilijkt C-opname onder water	koolstofmetabolisme (C4-cyclus, CAM) of met drijfbladeren t.o.v. inheemse soorten	Johnson et al. (2009)	waterlopen / 3260 (-)	n.v.t.
7.7	meer neerslag winter	meer uitspoeling uitspoeling veen-, bos- en heidebodems	hogere DOC-concentratie	competitief voordeel minder lichtbehoevende IAS (<i>Elodea</i> spp.)	Mormul et al. (2012)	ondiepe stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	n.v.t.
7.8	meer extreme neerslagperiodes	meer en hogere piekdebieten	aanvoer rivierwater bij overstroming	beterre dispersie van IAS	Tickner et al. (2001), Edwards et al. (2012), NE & RSPB (2014)	alluviale gebieden / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-), typische fauna (-), ESD (-)	n.v.t.
7.9	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperiodes	beterre overleving, reproductie en verspreiding van ingeburgerde niet-inheemse soorten	beterre verspreiding niet-inheemse parasieten en ziekteverwekkers (incl. potentieel toxische cyanobacterietaxa)	verhoogde incidentie van parasitosen en ziekten: lagere fitness tot sterfte van vatbare inheemse soorten en mens	Mooij et al. (2005), Johnson et al. (2009), Gerdeaux & Pont (2011), Lyche-Solheim et al. (2010), Besse-Lototskaya et al. (2011)	alle wateren / typische fauna (-), volksgezondheid (-), ESD (-)	populatie (-)

7.10	minder neerslag zomer, meer neerslag winter, hogere frequentie stormen	meer veranderlijk waterpeil	breedere litorale zone met variabel waterpeil en sterkere golfwerking	stimulering sommige tolerante IAS en invasieve macrofyten (<i>Elodea nuttallii</i>)	Penning et al. (2007), Zohary & Ostrovsky (2011)	stilstaande wateren / 3140 (-), 3150 (-)	n.v.t.
------	---	--------------------------------	---	---	---	--	--------

Tabel 23. Mogelijke gevolgen van klimaatverandering in oppervlaktewateren door beïnvloeding van menselijke activiteiten als antwoord op klimaatomstandigheden.

Menselijke respons op klimaatverandering							
nr.	oorzaak	druk	toestand	gevolg	bronverwijzing	plaats / habitatype (invloed)	effectgroep (invloed)
8.1	zeespiegelstijging	kustverdediging, 'coastal squeeze'	smallere duingordel	habitatvernietiging	veronderstelling	duinwateren / 2190a (-)	oppervlakte (-)
8.2				eutrofiëring door lagere toevoer van carbonaten en ijzer met doorsijpelende neerslag	veronderstelling		3 (+)
8.3	hogere temperatuur	meer landbouwschade door pestsoorten leidt tot hoger pesticidengebruik	hogere pesticidenbelasting	lagere fitness tot sterfte van gevoelige soorten	Bloomfield et al. (2006), Kattwinkel et al. (2011), Haase et al. (2012)	alle oppervlaktewateren / gevoelige soorten	oppervlakte (-), populatie (-)
8.4		meer waterrecreatie	hogere concentratie van via water overdraagbare ziekteverwekkers	verhoogde blootstelling aan ziekteverwekkers voor recreanten en hoger gebruik van ontsmettings- en bestrijdingsmiddelen	Johnson et al. (2009)	effluent-ontvangende wateren, zwembad / 3140 (-), 3150 (-), volksgezondheid (-)	8 (+)
8.5	hogere temperatuur, verlenging warme periode	betere overleving aquatische IAS, parasieten, ziekteverwekkers	verhoogde aanwezigheid ongewenste soorten	intensiever vegetatiebeheer, hoger gebruik van bestrijdingsmiddelen	veronderstelling	stilstaande recreatiewateren / 3140 (-), 3150 (-)	oppervlakte (-)
8.6	hogere temperatuur, minder neerslag in zomer	meer waterafleiding uit waterlopen naar kanalen, landbouw en drinkwaternet	hogere hydraulische verblijftijd	meer eutrofiëring en verontreiniging door hogere belasting met effluent en verhoogde concentratie opgeloste stoffen	Johnson et al. (2009), Whitehead et al. (2012)	waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)
8.7		intensiever hergebruik van water	hogere concentratie slecht afbreekbare toxische stoffen	lagere fitness tot sterfte van gevoelige soorten	Kosten (2011)	waterlopen / typische soorten (-)	8 (+)
8.8		kleiner neerslagoverschot	uitdrogen oppervlaktewater in natuurgebieden	inlaten meer ionen- en nutriëntenrijk oppervlaktewater	Lamers et al. (2006), Besse-Lototskaya et al. (2011), Kosten (2011)	niet-geïsoleerde, vooral voedselarmere, stilstaande wateren / 3130 (-), 3140 (-), 3150 (-)	3 (+)
8.9		wijziging teeltgewassen en -methoden,	gewijzigde export (samenstelling,	invloed op DOC-afhankelijke	Jeppesen et al. (2011), Kosten	waterlopen en stilstaande wateren met landbouw in inzigtgebied / 3140 (-), 3150 (-),	3 (+)

		bemestingsregime	temporele variabiliteit) van DOC en nutriënten uit landbouwgronden naar waterlopen	processen, eutrofiëring	(2011), Graeber et al. (2015)	3260 (+, -)	
8.10	hogere temperatuur, meer extreme neerslagperioden	verlenging warme periode en sneller metabolisme, meer afspoeling	verminderde afwatering door hogere biomassa productie macrofyten en sedimentatie	meer frequent ruimings- en maaibeheer	Besse-Lototskaya et al. (2011)	kleinere waterlopen, recreatiewateren / 3140 (+, -), 3150 (+, -), 3260 (+, -), typische soorten (-)	oppervlakte (-), 3 (-)
8.11	meer neerslag winter, meer extreme neerslagperioden	hogere sedimentlast	verminderde afwatering door sedimentatie	meer frequente slibruiming	veronderstelling	waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	oppervlakte (-), populatie (-)
8.12	meer extreme neerslagperioden	meer en hogere piekdebieten	morfologische wijzigingen behoeve van overstromingsbescherming	habitatverlies en -schade (door uitdiepen, regularisatie, oeververdediging,..)	veronderstelling	waterlopen / 3260 (-), typische soorten	oppervlakte (-)
8.13			inrichting als waterbergingsgebied, verbinding met rivier	eutrofiëring, verontreiniging, verzilting, sedimentaanvoer, homogenisatie biodiversiteit		stilstaande wateren in alluviaal gebied (bij onvoldoende kwaliteit rivierwater) / 3140 (-), 3150 (-)	3 (+), 8 (+)
8.14	CO ₂ -reductieprogramma's	bouw waterkrachtcentrales	opstuwing	lagere stroomsnelheid, opslibbing, eutrofiëring	veronderstelling		3 (+), 6 (+)
8.15			habitatfragmentatie	beperking (vis)migratie en transport van propagulen	veronderstelling	waterlopen / 3260 (-), typische soorten (-)	oppervlakte (-), populatie (-)
8.16		intensivering landgebruik voor o.a. biobrandstof	hogere gebruik van meststoffen en pesticiden en sterkere afvoer naar oppervlaktewateren, waterabstractie	eutrofiëring, verontreiniging	Tilman et al. (2001), Whitehead et al. (2009), Haase et al. (2012)	oppervlaktewateren met groter afstroomgebied / 3140 (-), 3150 (-), 3260 (-), typische soorten (-)	3 (+), 8 (+)

4.5.4.2 De voornaamste drukken

Voor wat de **zeespiegelstijging** betreft wordt verwezen naar punt 2.3.1.

Door een verhoogde **evapotranspiratie** in warmere zomers met minder neerslag en grotere **neerslagextremen** worden ook buiten de kustzone beduidende veranderingen in hydrologie en overstromingsdynamiek verwacht. Veranderingen in debieten en toegenomen variaties in (freatisch grond)waterpeil resulteren in andere fysische omstandigheden, met consequenties voor transport van (water)bodemdeeltjes, opgeloste mineralen en organische stof, nutriëntenkringlopen, habitatheterogeniteit, successie en overleving van soorten...²⁰ Door piekdebieten en overstromingen kan ook rivierbegeleidende waternatuur aan bijkomende verontreiniging worden blootgesteld. Verder zullen de afgenomen verdunning en langere hydraulische verblijftijden in de zomer zorgen voor hogere concentraties opgeloste stoffen, incl. nutriënten en pollutanten²¹ in het oppervlaktewater en dit vooral in wateren die slechts in beperkte mate door grondwater worden gevoed. Voor de Maas, bv., behoort een aanzienlijke stijging van het aandeel RWZI-effluent in de afvoer tot de mogelijkheden (Bannink & Sloomweg 2015). Grotere peilvariaties kunnen, naast droogtestress en erosie, afhankelijk van de omstandigheden, leiden tot zowel een betere retentie of afvoer van nutriënten, als een hogere beschikbaarheid ervan in het watersysteem. Vervuilingstolerante soorten hebben vaak een grotere droogteresistentie, zodat ze hier minder onder zullen lijden (Edwards et al., 2012). Veranderingen in inundatie/droogval-regime hebben aanzienlijke gevolgen voor de cycli en biologische beschikbaarheid van voedingstoffen (Baldwin & Mitchell 2000), ruimtelijke uitbreiding van habitats en soorten, connectiviteit, competitie en predatie...

Toegenomen **windwerking** zal vooral in grotere plassen voor meer watercirculatie, oevererosie, resuspensie van bodemdeeltjes en veranderingen in de patronen van sedimentsamenstelling en vegetatie leiden, wat doorgaans meer stress voor de levensgemeenschap betekent (Besse-Lototskaya et al., 2011). Hogere stormintensiteit kan ook het landinwaarts transport van zeewater als aerosol en daarmee de ionenbalans van oppervlaktewateren beïnvloeden²².

De abiotische gevolgen van **hogere watertemperaturen** en **eutrofiëringsverschijnselen** worden besproken onder 2.2.5. Het effect op biota zal zich voor de eerste factor uiten in kortere reproductiecycli, gewijzigde competitieverhoudingen en de opkomst van nieuwe, beter aangepaste soorten.

In het algemeen breken slechtere tijden aan voor stroomminnende en zuurstofbehoevende soorten²³. In verhouding tot andere regio's zijn Vlaamse bronnen en bovenlopen voor het voorkomen van koud-stenotherme soorten minder belangrijk, maar het ontbreken van hoger gelegen uitwijkmogelijkheden zou voor eventuele relictpopulaties kunnen betekenen dat ze volledig uit de regio verdwijnen. Ook voor herstelprogramma's van bepaalde vissoorten heeft dit consequenties. In meso- tot eutrofe plassen zal het voedselweb sneller en bij lagere nutriëntenconcentraties omslaan naar een door fytoplankton gedomineerde 'troebele' toestand, met kleiner zoöplankton, vooral benthivore en kleinere planktivore vissen en weinig of geen ondergedoken planten²⁴. Het gezamenlijk effect van opwarming en eutrofiëring op het voedselweb is daarbij sterker dan dat van beide afzonderlijk (Özen et al., 2013). In voedselarmere wateren zouden de fytoplanktonconcentraties vooral in het voor- en najaar kunnen toenemen, maar in voedselrijke plassen zal er eerder een langdurige, nog hogere fytoplanktonpiek doorheen het hele vegetatieseizoen tot stand komen (De Senerpont Domis et al., 2013). Het volledig verdwijnen van de 'helderwaterfase' tijdens het voorjaar in eutrofe en veel mesotrofe plassen zou belangrijke gevolgen hebben voor de instandhouding van ondergedoken vegetaties. Cyanobacteriën zullen nog meer op de voorgrond treden dan nu al het geval is (van Wichelen et al., 2014)²⁵. Wintergroene planten krijgen een grotere voorsprong op soorten die 's winters afsterven en beschutte, voedselrijke wateren zullen eerder door kroossoorten worden afgedekt. Doordat sommige verlandingsgemeenschappen uit de rietklasse en wilgenstruweel, door sterker wisselende waterstanden en toegenomen voedselrijkdom sneller uitdeinen, zal ook het behoud van open water op zich meer werk vragen. In veel kleinere waterlopen zal opslibbing het dichtgroeien bevorderen.

²⁰ Bobbink et al. (2012) geven een overzicht van de biogeochemische gevolgen van verdroging en vernatting.

²¹ Een hogere temperatuur kan door toegenomen ventilatie en versnelde afbraak de belasting met sommige pollutanten echter verminderen (Bloomfield et al., 2006).

²² In Nederland is de chloridedepositie sinds 1980 echter veeleer afgenomen (van Dam & Mertens 2011).

²³ Van soorten als brasem, karpers, snoekbaars en Europese meerval mag daarentegen een verdere toename verwacht worden (Verdonschot et al., 2007, Kosten 2011).

²⁴ Door een sneller herstel van de vispopulatie zal ook afvissen als biomaniplatiemaatregel wellicht frequenter moeten gebeuren (Jeppesen et al., 2010, 2014).

²⁵ Voor meren in de VS verwachten Beaulieu et al. (2013) ongeveer een verdubbeling van de biomassa als de watertemperatuur met 3,3 °C toeneemt.

Onder meer door hun behoefte aan water voor het volbrengen van hun voorplantingscyclus, ectothermie en een vaak korte generatie- en bijgevolg responstijd zijn **fenologische verschuivingen** vaak meer uitgesproken bij (semi-) aquatische dan terrestrische organismen (Meis et al., 2009), maar de variatie hierin is zeer aanzienlijk (Thackeray et al., 2010). Heterotrofen zijn hiervoor blijkbaar gevoeliger dan producenten (Feuchtmayr et al., 2010). Behalve voor enkele beschermde soorten, zullen voor natuurdoelen vooral temporele verschuivingen die doorwerken in de voedselketen van stilstaande wateren en mee het verschil kunnen uitmaken in een door fytoplankton of een door macrofyten gekenmerkte toestand van belang zijn.

Oppervlaktewateren krijgen sowieso met een groot aantal **niet-inheemse soorten** te maken. Eendeel hiervan lijkt een eerder neutrale bijdrage tot de reeds aanwezige biodiversiteit te leveren, van andere, de zgn. 'invasieve' (IAS, 'Invasive Alien Species'), zijn ongewenste gevolgen op voorzienbare termijn meer opvallend. Het ecosysteem van rivieren en stilstaande wateren is hiervoor bijzonder kwetsbaar (Ricciardi & MacIsaac 2000). Gevallen waarin de ecologische balans van elders invasieve soorten in Vlaanderen veeleer voordelig uitvalt, zoals bij de driehoeksmossel, zijn daarbij eerder uitzondering dan regel en staan niet los van de reeds belabberde situatie waarin deze soorten terecht komen (zie bv. Mooij et al., 2005). Klimaatverandering zal deze problematiek verscherpen (Strayer 2010), onder meer omdat de temperatuuromstandigheden meer optimaal worden voor soorten van meer subtropische herkomst, maar ook vanwege hun dikwijls betere aanpassing aan het minder complexe voedselweb van sterk eutrofe wateren en meer extreme milieumomstandigheden (zuurstofschommelingen, wisselende ionenconcentraties, peilvariatie,...). Het is ook nog maar de vraag hoe connectiviteitsherstel in rivieren, wat door de hiervoor aangehaalde klimaatafhankelijke ontwikkelingen in toenemende mate voor inheemse soorten nodig zal worden, te rijmen valt met het streven om de dispersie van IAS te beperken.

4.5.4.3 *Bespreking per water- en habitattype*

Deze paragraaf geeft een overzicht van de vermoedelijke gevolgen, naargelang het type watersysteem, op de toestand van hierin vertegenwoordigde habitattypes. Bij de aquatische habitattypes zullen deze gevolgen vrijwel steeds betrekking hebben op zowel de criteria voor structuur en functies, als op de soortensamenstelling (aantal sleutelsoorten, etc.) die bij de bepaling van de lokale staat van instandhouding gebruikt worden. De respons van individuele soorten kan uiteraard enigszins verschillen.

Waterlopen krijgen, behalve met hogere temperaturen en hogere nutriëntenfluxen, af te rekenen met een lagere zomerafvoer en perioden van watertekort, maar ook hogere piekafvoeren, meer frequente overstorten, hogere turbiditeit en veranderende sedimentatie-/erosiepatronen en toegenomen competitie; voorkomen en hoeveelheid van invasieve plantensoorten zullen veeleer toenemen. Mogelijk vermindert tegelijkertijd de bewegingsvrijheid van de waterlopen nog verder, wat hun kwetsbaarheid zou vergroten. In het algemeen breidt de levensgemeenschap van stroomaf gelegen delen in stroomopwaartse richting uit (onder meer Whitehead et al., 2012). Getijrivieren en polderwaterlopen kunnen verzilten (Knoop et al., 2012). Laaglandrivieren zullen geplaagd worden door verlies van vissoorten en gevoelige benthische fauna, vissterfte door zuurstofgebrek en IAS (Lyche-Solheim et al., 2010).

De toename van markante eutrofiëringsverschijnselen, zoals algenbloei, zal het sterkst zijn in de trager stromende delen van rivieren en kanalen. Stroomopwaarts kan de groei van weinig eisen stellende water- en oeverplanten veeleer gestimuleerd worden. Beschaduwde, vooral door grondwater gevoede trajecten zullen minder door klimaateffecten worden beïnvloed, een 'regenrivier', zoals de Maas, des te meer. In Vlaanderen is de meest negatieve impact op natuurwaarden, zowel op sleutelsoorten als op structuurkenmerken van het habitattype **3260**, als op fauna en de effectiviteit van herstelmaatregelen, vooral in midden- en bovenlopen te verwachten.

In **diepe plassen met een spronglaag** zal men vooral met de volgende fenomenen geconfronteerd worden (Lyche-Solheim et al., 2010; zie ook Moss et al., 2009):

- sterke dominantie van karperachtigen
- hogere fytoplanktonbiomassa
- meer schadelijke waterbloeien
- meer IAS.

Hoe deze wateren individueel reageren op opwarming hangt in sterke mate af van hun morfologie. In sommige gevallen kunnen relatief kleine peilvariëaties reeds invloed hebben op de litorale habitatheterogeniteit en de potentiële uitbreiding van ondergedoken vegetatie. Een sterkere stratificatie kan de ecologische kwaliteit markant beïnvloeden. In vergelijking met het buitenland kunnen diepe wateren in Vlaanderen reeds als meer productieve

systemen worden beschouwd, wat hun gevoeligheid voor eutrofiëring groter maakt. Een meer algemeen toenemende nutriëntenbelasting vanuit de omgeving kan nefast zijn voor de gemeenschappen van minder eutroof, zuurstofrijk water die in sommige diepe plassen nog stand houden. Bijzonder het habitatype **3140**, waarvan het zwaartepunt (vooral wat oppervlakteaandeel betreft) bij ons in dit type wateren ligt, is hiervoor kwetsbaar door de afhankelijkheid van een hoog doorzicht, maar ook de habitatypes **3130** en **3140** zijn goed vertegenwoordigd in diepe plassen. Veel gestratificeerde wateren hebben ook een recreatieve functie die staat of valt met een goed ecologisch functioneren.

Voor gebufferde, matig voedselrijke en eutrofe **ondiepe meren en plassen** zullen de gevolgen wellicht nog aanzienlijker zijn (zie bv. Jeppesen et al., 2010). De temperatuur van het volledige watervolume volgt hier immers nauwer die van de lucht en warmte wordt in de waterbodem opgeslagen, die sterk interageert met de waterkolom. Meer uitgesproken kortetermijnveranderingen van het waterniveau en een tijdelijk uitdrogen kunnen in deze systemen zowel een gunstige als ongunstige uitwerking hebben; veralgemening is moeilijk. Eutrofiëring is evenwel steeds nadelig. Whitehead et al. (2009, 2012; zie ook Mooij et al., 2005, Moss 2010) en Lyche-Solheim et al. (2010) geven als voornaamste vooruitzichten:

- lagere aantallen van bepaalde doelsoorten vogels;
- meer stabiele dominantie van cyanobacteriën in het fytoplankton;
- meer ernstige gevallen van botulisme en verhoogde verspreiding van ziekten met muggen als vector;
- voordelen voor invasieve (uitheemse) soorten;
- stabiele, troebele, fytoplanktongedomineerde systemen
- lagere effectiviteit van herstelmaatregelen (o.a. omslagpunt troebel → helder vereist een sterkere reductie van de P-belasting);
- destabilisatie van heldere wateren met macrofytendominantie²⁶;
- verhoogde draagkracht voor primaire producenten, vooral fytoplankton;
- verhoogd trofieniveau door toegenomen primaire productie;
- negatieve impact op biodiversiteit bij het teloorgaan van de heldere toestand, minder diverse vegetatie (omslagpunt helder → troebel valt bij een lagere P-concentratie);
- effecten op biodiversiteit door gewijzigd verstoringsregime;
- hoger risico op vissterfte 's zomers, bijzonder van piscivoren, dominantie van cypriniden.

Al deze fenomenen zijn sterk nadelig voor een gunstige instandhouding van de habitatypes **3150** en **3140**. In verziltingsgevoelige gebieden kan de saliniteit toenemen tot waarden die voor dit habitatype ongeschikt zijn. Ook waar overstroming kan optreden wordt de milieukwaliteit meer precair. Herstelmaatregelen zullen frequenter herhaald moeten worden, met minder kans op succes en het bekomen van een goede staat van instandhouding wordt nog moeilijker.

In voedselarmere **zwak-gebufferde wateren** worden mogelijke klimaateffecten momenteel nog gedekt door die van een verbeter(en)de atmosferische depositiekwaliteit (vooral wat zwavelverbindingen betreft). Indien de nutriëntentoestand veeleer door interne processen wordt bepaald en grotere oeverdelen tijdelijk kunnen droog vallen, kunnen grotere peilfluctuaties door sterkere mineralisatie en verstuing van organisch materiaal mogelijk een gunstige uitwerking hebben op amfibionte soorten en gemeenschappen. Interne eutrofiëring, aangestuurd door een hogere microbiële activiteit, sulfaat- en nitraatreductie, speelt immers vooral in vennen waar nog veel zwavel in het sediment aanwezig is. Dit zijn vooral vennen waarin maar een klein deel van de bodem droogvalt en die een lange verblijftijd hebben. In gedeeltelijk droogvallende plassen is al veel sulfaat uitgespoeld. Ook extreme pH-dalingen ten gevolge van oxidatieprocessen na droge perioden komen hierin nu al minder voor. In verzuurde plassen met nog sterk zwavelhoudende bodem zal een hogere temperatuur reductieprocessen stimuleren. De hierbij geproduceerde alkaliniteit zal, evenals de opwarming, mineralisatie bevorderen en daarmee tot interne eutrofiëring leiden. Ook waar externe nutriëntenbelasting overheerst zal de eutrofiëringdruk veeleer toenemen. In theorie althans, zouden een meer veranderlijk waterpeil en sterkere windwerking een voordeel kunnen zijn voor zachtwatervegetaties van minerale bodems. Indien de ruimtelijke dichtheid van verspreide habitatplaatsen door uitgesproken verdroging afneemt kunnen metagemeenschappen echter wel in het gedrang komen. Hoewel

²⁶ De inter-annuele variatie in submerse vegetatiebedekking zal wellicht groter worden. Rip et al. (2007), bijvoorbeeld, beschrijven een opeenvolging van lage en hoge kranswierbedekking en wisselende turbiditeit ten gevolge van verhoogde uitspoeling van P en humusstoffen tijdens natte winters in de laagveenplas Botshol. Dit heeft implicaties voor de noodzakelijke monitoringfrequentie.

sommige klimaateffecten dus mogelijk gunstig kunnen zijn voor de door isoëtiden gekenmerkte habitattypes **3110** en **3130** (bv. door een verbeterde balans tussen accumulatie en afbraak van organisch materiaal), is hun gevoeligheid voor eutrofiëring, alkaliserend en het in sommige systemen aanwezig blijvende verzuringspotentieel een heikel punt. In een aantal gevallen kunnen transities naar habitattype 3150 optreden. Dystrofe systemen met daaraan geassocieerd zuur overgangsveen, **3160**, verdragen geen sterke fluctuaties van het waterpeil, vooral niet tijdens de zomer. Veenmosverlanding valt hierbij stil en mineralisatie leidt tot interne eutrofiëring en vorming van structuurloos slib. Hun huidige herstel kan daardoor van tijdelijke duur blijken.

Wat de **kalktufbronnen** betreft, **7220**, hangt veel af van de mate waarin de watervoorziening op peil gehouden kan worden door neerslagafhankelijke watervoerende grondlagen. Bronnen waarvan het debiet nu reeds in de zomer sterk terug loopt, wat niet zelden het geval is²⁷, zullen bij toenemende zomerdroogte en evapotranspiratie minder gevoed worden en ook sneller droog vallen. Hierdoor zal de carbonaatprecipitatie verminderen en kan de tufvorming volledig stilvallen. Organisch materiaal wordt onvoldoende afgevoerd, tenzij bij extreme regenval waarbij sterkere erosie optreedt. Verhoogde uitspoeling van nitraat kan een bijkomende negatieve invloed vormen. De kenmerkende mosgemeenschap verdwijnt en op termijn gaat de habitat teloor. De bosomgeving kan opwarming van het uitredende water via de lucht wel enigszins dempen.

Waar sterke eutrofiëring uitblijft kunnen **waterrietformaties**, **rbbmr**, van de meeste klimaateffecten profiteren. De ecologische kwaliteit van **zilte wateren**, **rbbah**, is in Vlaanderen doorgaans al dermate pover dat verdere klimaateffecten hierin vrijwel onopgemerkt zouden kunnen blijven. Ondergedoken vegetatie ontbreekt op vele plaatsen volledig en waar deze nog enigszins aanwezig is, betreft het soorten die in ondiep, troebel water kunnen standhouden.

4.5.5 Effect op ecosysteemdiensten

Gevolgen voor ecosysteemdiensten die door oppervlaktewateren worden geleverd staan vermeld in Tabel 16 t/m Tabel 23 in zoverre de effecten rechtstreeks verband houden met het ecologisch functioneren en de natuurwaarde. Het gaat hier vooral over diepe wateren die ook een recreatieve functie hebben die staat of valt met een goed ecologisch functioneren.

²⁷ i.c. deze die afhankelijk zijn van kleinere watervoerende pakketten in de Formatie van Heers, Lid van Alden Biesen, Lid van Berg of Lid van Egem

4.6 Moerassen en venen

4.6.1 Inleiding

Moerassen en venen vormen een zeer uiteenlopende groep van waterafhankelijke vegetatietypes. Dikwijls kennen moerassen en venen een complexe hydrologie waarbij het water van verschillende oorsprong kan zijn (neerslagwater, grondwater en/of oppervlaktewater). Als gevolg hiervan kunnen moerassen en venen voorkomen in een brede waaier van abiotische condities: van zuur tot basisch, van voedselarm tot voedselrijk en van een jaarrond stabiel waterpeil tot fluctuerende peilen met winterse inundaties.

Moerassen en venen omvatten volgende Europese habitattypes en regionaal belangrijke biotopen:

Voedselarme venen, regenwatersystemen

- 7110 Actief hoogveen
- 7140 Overgangs- en trilveen
7140_oli Oligotroof en zuur overgangsveen (in relatie met hoogveenvegetaties en natte heide)
- 7150 Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het *Rhynchosporion*

Voedselarme venen, grond-/oppervlaktewatersystemen

- 7140 Overgangs- en trilveen met volgende subtypes:
7140_base Basenrijk trilveen met Ronde zegge (vooral in relatie met alkalische laagveenvegetaties)
7140_meso Mineraalarm, circum-neutraal overgangsveen
7140_mrd Varen- en/of (veen)mosrijke rietlanden op drijftillen
- 7210 Kalkhoudende moerassen met *Cladium mariscus* en soorten van het *Caricion davallianae*
- 7220 Kalktufbronnen met tufsteenformatie (*Cratoneurion*) (zie 4.5 Oppervlaktewateren)
- 7230 Alkalisch laagveen

regionaal belangrijke biotoop: rbbms zuur laagveen

Voedselrijke venen: regionaal belangrijk biotopen

- rbbmc Grote zeggenvegetaties
- rbbmr Rietland en andere *Phragmition*-vegetaties

4.6.2 Gevoeligheid voor abiotische drivers

Tabel 24. Gevoeligheden van moerassen en venen voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)

Habitat-type	Effect	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verziltig via het grondwater	Verziltig via het oppervlaktewater
		3-1	3-4	5-1	5-2	6	7-3	7-4
7110	Actief hoogveen	G	G	G	G	G	G	G
7140	Oligotroof subtype	G	G	G	G	G	G	G
7140	Mineraalarm, circum-neutraal subtype	G	G	G	G	G	G	G
7140	Moerasvaren- en/of (veen)mosrijke rietlanden op drijftillen	G	G	G	G	G	G	G
7140	Basenrijk subtype	G	G	G	G	G	G	G
7150	<i>Rhynchosporion</i>	G	G	G	G	G	G	G
7210	Kalkhoudend moeras	G	G	G	N	G	G	G
7220	Kalktufbronnen	O	G	G	G	G	G	G
7230	Alkalisch laagveen	G	G	G	G	G	G	G
rbbmc	Grote zeggenvegetaties	G	G	G	G	G	G	G
rbbmr	<i>Phragmition</i>	O	G	G	N	G	N	N
rbbms	Zuur laagveen	G	G	G	G	G	G	G

Moerassen en venen zijn vooral gevoelig voor wijzigingen in de hydrologie en in de voedseltoestand.

4.6.3 Relevante abiotische drivers

Voor venen zijn de stijging van de CO₂-concentratie, een hogere gemiddelde jaartemperatuur, een hogere gemiddelde wintertemperatuur de belangrijkste factoren die een directe impact kunnen hebben (zie Tabel 25 en Tabel 27).

Tabel 25. Relevante abiotische drivers voor venen

Klimaatfactor	Mogelijke abiotische respons(keten)			Effect
Hogere jaartemperatuur/ Meer warmtedagen in de zomer	verhoogd risico op brand	toename mineralisatie		habitatverlies/versnippering eutrofiëring
	verhoogde evapotranspiratie	daling grondwatertafel/ verlaging GLG	toename mineralisatie	verdroging eutrofiëring verzuring
			verhoogd risico op brand	toename mineralisatie
	toename mineralisatie			eutrofiëring verzuring
	Nattere winter	stijging grondwatertafel / verhoging GHG		
toename kwel				
verhoogde oppervlakkige afvoer water		verhoogde kans op piekafvoer	toename overstromingsfrequentie, -duur en -diepte	eutrofiëring vernatting verontreiniging
Extreme neerslag	verhoogde kans op piekafvoer	toename overstromingsfrequentie, -duur en -diepte		eutrofiëring vernatting verontreiniging
Zomerdroogte	verhoogd risico op brand	toename mineralisatie		habitatverlies/versnippering eutrofiëring
	daling grondwatertafel/ verlaging GLG	toename mineralisatie		verdroging eutrofiëring verzuring
		verhoogd risico op brand	toename mineralisatie	

4.6.4 Biotische gevolgen

4.6.4.1 *Effecten van verandering in overstromingsdynamiek*

Zowel een wijziging in frequentie, duur en periode van overstromingen, alsook de waterkwaliteit (sedimentlast, nutriënten) kunnen de soortensamenstelling van een veen wijzigen (Runhaar et al., 2004; De Nocker et al., 2007; De Becker & De Bie, 2013). Een toename van de frequentie of duur van overstromingen of een wijziging in de seizoensaliteit bevoordeligt soorten die beter zijn aangepast aan milieus met een (tijdelijk) zuurstofgebrek. Indien het oppervlaktewater beladen is met sedimenten worden ook soorten begunstigd die beter tegen mechanische beschadiging of sedimentatie gewapend zijn. Indien (met het sediment) ook nutriënten en/of verontreinigingen aangevoerd worden dan kan dit leiden tot eutrofiëring en/of verontreiniging. Hoewel bij een overstroming de grootste massa van het sediment dicht bij de waterloop wordt afgezet, strekt de impact ervan verder uit, omdat de nutriënten en milieuvreemde stoffen zich vooral aan de lichtste (klei)fractie gebonden zijn (Stuijzand et al., 2007). Naast een directe weerslag kunnen ze ook biogeochemische bodemprocessen activeren die indirect tot eutrofiëring of toxiciteit in venen kunnen leiden. Lamers et al. (2006) wijzen bij het reduceren van het milieu o.a. op het risico op het vrijstellen van fosfaten (interne eutrofiëring) en van toxische concentraties sulfides. Brown (1998) wijst voor veenmosvegetaties op het risico op het vrijstellen van methaan en op het degraderen van de veenbodem.

De stijging van de temperatuur kan bovenstaande processen nog versterken (Bartholomeus, 2010).

Alle venen zijn gevoelig voor wijzigingen in de overstromingsdynamiek. Voedselarme venen in regenwatersystemen zijn het gevoeligst omdat ze het slechtst gebufferd zijn tegen de indirecte effecten (Beumer et al., 2008), gevolgd door voedselarme venen in grond/oppervlaktewateren. Deze laatste zijn hiertegen beter gebufferd. Ze herbergen dan weer relatief veel soorten die gevoeliger zijn voor een wijziging in beschikbaarheid van nutriënten in vergelijking met voedselrijke venen. Voor voedselrijke venen kan een toename van de overstromingsdynamiek ook positieve gevolgen hebben. Zo kunnen langere overstromingen, zowel in de winter als in de zomer, de vestiging van andere soorten verhinderen, zodat (nagenoeg) monotypische rietlanden ontstaan, wat omwille van faunistische redenen gewenst kan zijn. Door overstromingen wordt ook strooisel weggevoerd wat botanisch gezien interessant kan zijn. Maar wanneer het gaat om nutriënten- en slibrijk water kunnen de negatieve gevolgen van de overstromingen zwaarder doorwegen dan de positieve (Vandenbussche et al., 2002). Sommige grote zeggenvoedtes en rietvoedtes zijn ook toleranter t.a.v. overstromingen dan bv. bepaalde graslandvoedtes, waardoor ze hier in oppervlakte kunnen uitbreiden.

4.6.4.2 *Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel*

Alle venen zijn gevoelig voor wijzigingen in de grondwaterhydrologie. De combinatie van warmere zomerdagen met minder neerslag leidt tot een sterkere daling van de grondwatertafel. Vooral in natte regenwatergevoede infiltratiegebieden is een sterke toename van de dynamiek te verwachten (Witte et al., 2009). In dergelijke venen kon aangetoond worden dat dit leidt tot een wijziging in samenstelling van veenmossoorten, alsook tot een relatieve toename van heide-achtigen (Breeuwer et al., 2008b; Breeuwer et al., 2009). Ook Schouten et al. (1992) vonden voor hoogvenen een negatieve impact. Acreman et al. (2009) schatten de gevoeligheid van regenwatergevoede venen relatief groter in dan voor beide andere groepen.

De gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) is voor grondwatergevoede venen een belangrijke standplaatsfactor. Callebaut et al. (2007) en Wouters (2014) geven voor venen specifieke abiotische bereiken waarbinnen het type kan voorkomen. Thompson et al. (2009) berekenden voor bepaalde klimaatscenario's dat de grondwatertafel niet meer het bodemoppervlak kon bereiken, en voorspelden een negatieve impact voor vogelsoorten als tureluur en Kievit. Ook voor watersnip, die zich enkel voedt in waterverzadigde bodems (Green, 1988), is dit waarschijnlijk het geval. Banaszuk & Kamocki (2008) beschreven de verdroging van een veen door de toename van ruigteplanten (vnl. riet) die sterk transpireren ten koste van kleine zeggenvoedtes, met een relatief lagere transpiratie.

Door verdroging kunnen venen gemakkelijker gekoloniseerd worden door houtachtige gewassen, wat een aanpassing van het beheer vraagt.

Nattere winters zullen in een aantal venen de grondwatertafel doen stijgen. De gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) is, net als de GLG, een belangrijke standplaatsfactor die zich binnen een bepaald bereik moet bevinden (Callebaut et al., 2007; Wouters, 2014). Overschrijding van de bovengrens kan leiden tot verdrinking. Voedselrijke venen en venen die vooral aan oppervlaktewateren gebonden zijn (7210, 7220), zijn hieraan minder tot vrijwel niet gevoelig.

4.6.4.3 Droogtestress

Planten krijgen in venen relatief weinig met droogtestress te kampen.

Voor hoogveenvegetaties heeft de toename van de gemiddelde jaartemperatuur en de gemiddelde zomertemperatuur mogelijk wel ernstige gevolgen. Bij droogte stopt de centrifugale ondiepe grondwaterstroming die belangrijk is om het milieu van de hoogveenkern oligotroof te houden (Schouten et al., 1992).

4.6.4.4 Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring

Een klimaatwijziging kan op verschillende wijzen eutrofiëring tot gevolg hebben (Tabel 25).

Een stijging van de CO₂-concentratie kan op zich al de productiviteit bevorderen. Potvin et al. (2007) geven een duidelijk overzicht van de verschillende mechanismen die hierbij een rol spelen. Een verhoging van de CO₂-concentratie zou niet alleen een direct effect hebben op de fotosynthese en plantengroei, maar deze ook indirect kunnen beïnvloeden via een gewijzigde behoefte aan nutriënten en water (Drake et al., 1997; Poorter & Navas, 2003; Potvin et al., 2007).

Heijmans et al. (2001b) namen een stijging van de biomassa voor veenmossen van hoogveen waar. Voor hoogveenvegetaties zou dat dan veeleer een positief effect hebben, omdat deze veenmossoorten onontbeerlijk zijn in de ontwikkeling van het hoogveen. Toet et al. (2006) konden bij een CO₂-bemesting van enkele (veen)mossoorten van laagvenen geen biomassatoename waarnemen.

Specifiek voor venen is er weinig informatie te vinden die een direct verband legt tussen een toename van de CO₂-concentratie en eutrofiëring.

Een stijging van de jaargemiddelde temperatuur, van de temperatuur tijdens het groeiseizoen en/of een toegenomen zomerdroogte kunnen in venen indirect tot eutrofiëring leiden doordat ze de mineralisatie kunnen stimuleren (Besse-Lototskaya et al., 2011; NE & RSPB, 2014, Martin et al., 1997; Olde Venterink et al., 2002.). Dat kan enerzijds op een meer directe wijze: de temperatuur kan het mineralisatieproces versnellen (Keller et al., 2004; Cabezas et al., 2013). Het kan ook op een indirecte wijze via een daling van de grondwatertafel, die in venen vaak de mineralisatie limiteert: door een stijging van de temperatuur die de verdamping bevordert (Rejšková et al., 2012) en/of door een verminderde neerslag tijdens het groeiseizoen (Sowerby et al., 2008; van Dijk et al., 2012).

Delarue et al. (2011) vergeleken het temperatuureffect op de mineralisatie in hoogvenen (7110) en overgangsvenen (7140_oli) met elkaar. Ze namen vrijwel geen effect waar in hoogvenen, maar wel in overgangsvenen.

Cusell et al. (2015) vonden bij korte droogteperioden (< 2 weken) geen aantoonbare eutrofiëring in overgangsvenen (7140_meso/base/mrd). Bij sterk gedegradeerde venen kan de eutrofiëring uitblijven doordat de mineralisatie vooral gelimiteerd is door de slechte afbraakkwaliteit van het veen, eerder dan door gebrekkige zuurstofvoorziening (Muhr et al., 2011).

Heijmans et al. (2008) modelleerden het gecombineerd effect van temperatuur en CO₂ op veenmos en enkele hogere planten (wollegras, zeggen en heide). Hoewel enkel een CO₂toename nog de veenmosgroei bevorderde (zie hoger), doordat een temperatuurstijging vooral de hogere planten begunstigde, gaven beide effecten gecombineerd geen wezenlijke vegetatiewijzigingen.

Uit bovenstaande kan men met enige voorzichtigheid concluderen dat de klimaatwijzigingen een heel gering directe impact zullen hebben op hoogveen (en mogelijk hier positief) en in geringe mate in overgangsvenen. Wanneer klimaatwijziging een langdurige waterstands daling veroorzaakt, zijn negatieve effecten te verwachten.

Venen kunnen verzuren ten gevolge van door verdroging gestimuleerde mineralisatie (o.a. Lamers et al., 1998; Lucassen et al., 2002; Mettrop et al., 2014) en/of door het verminderen van de toevoer van basen via het grondwater. Verzuring kan leiden tot de achteruitgang van soorten die kenmerkend zijn voor basenminnende venen (7140_base).

4.6.4.5 Wijziging in soortensamenstelling

Over de fysiologische respons op wijzigingen van het temperatuur en/of neerslagklimaat is vooral in hoogvenen (7110) onderzoek verricht (Heijmans et al., 2001a; Heijmans et al., 2001b; Heijmans et al., 2002a; Heijmans et al., 2002b; Breeuwer et al., 2008a; Breeuwer et al., 2008b). Een toename van CO₂, meer neerslag en een verlenging van

het groeiseizoen zouden vooral veenmossen begunstigen. Temperatuurstijgingen zullen, zeker samen met een vrij hoge atmosferische stikstofdepositie, primaire productie bevorderen, vooral de hogere planten (Heijmans et al., 2008). Deze auteurs vermoeden dat deze conclusie kan veralgemeend worden tot andere venen: een temperatuurstijging bevoordeligt de sterker nutriëntgelimiteerde soorten, toename van CO₂ bevoordeligt vooral de minder nutriëntgelimiteerde soorten en van een toename van de neerslag profiteren vooral de mossen.

Weltzin et al. (2000) stelden voor noordelijker gelegen venen vast dat bij opwarming en verdroging er relatief meer ondergrondse biomassa gevormd werd.

De effecten van alleen verhoogde CO₂-concentraties op de soortensamenstelling zijn eerder als gering in te schatten (Milla et al., 2006; Toet et al., 2006; Heijmans & Berendse, 2009). Het beheer en hydrologie hebben hierop een grotere impact.

Bij knopbies, een kenmerkende soort van kalkmoeras (7230), werd een positieve relatie gevonden tussen temperatuur en zaadgewicht (Ernst & Piccoli, 1995).

Voor de voedselrijkere venen kan een toename van dynamiek door extreme weersomstandigheden mogelijk de heterogeniteit vergroten en daardoor de kans op meer diverse levensgemeenschappen toeneemt. Hoe de relatie tussen een toename van dynamiek en heterogeniteit en soortenrijkdom precies zal zijn, is moeilijk voorspelbaar. Dynamiek kan namelijk ook zodanig uitpakken dat vooral generalistische soorten die onder allerlei omstandigheden kunnen groeien zullen profiteren. Naar verwachting, maar niet bewezen, zouden specialisten, die vaak gebaat zijn met stabiele condities, juist een groter risico lopen te zullen verdwijnen (Besse-Lototskaya et al., 2011; Morecroft & Speakman, 2013).

Van bepaalde soorten met een noordelijke verspreiding is aangetoond dat hun areaal is verkleind (Carey, 2013). Op basis van klimaatveloppes voor soorten en klimaatveranderingen kan een toekomstig potentieel verspreidingsgebied worden gesimuleerd (Tabel 26). Doordat de modellen enkel steunen op correlatieve verbanden tussen het voorkomen van een soort en het klimaat (wat betekent dat indien er geen oorzakelijk verband bestaat een klimaatwijziging niet noodzakelijk een areaalverschuiving tot gevolg zal hebben) zijn de uitkomsten met de nodige omzichtigheid te gebruiken. Door klimaatwijzigingen zou het areaal van soorten met een noordelijke verspreiding verder verkleinen. Vooral voedselarme venen worden hierdoor getroffen, te meer daar deze biotopen al onder sterke druk staan van stikstofdepositie, verdroging, ... (Besse-Lototskaya et al., 2011). Voor voedselrijke venen is de balans van winners en verliezers meer in evenwicht.

Over de klimaatveloppes van veenbiotopen in hun geheel is er momenteel nog weinig bekend. Voor de spreivenen in Groot-Brittannië werd een sterke inkrimping voorspeld (Clark et al., 2010; Gallego-Sala et al., 2010). Volgens Witte et al. (2009) komt de ontwikkeling en zelfs het behoud van hoogvenen in Nederland in het gedrang. De gemiddelde julitemperatuur van actieve hoogvenen is in hun huidige verspreiding lager dan 16-17 °C. Als gemiddelde jaartemperatuur worden 9.5 °C (Casparie & Streefkerk, 1992) tot 11 °C (Schouten et al., 1992) opgegeven. Al deze waarden worden bij alle klimaatscenario's ook in Vlaanderen overschreden (zie 2.1.1).

Tabel 26. Voorspelde verschuivingen van klimaatzones van veensoorten

Legende: 1: geschikte klimaatzone komt nu naar Nederland; 2: geschikte klimaatzone komt rond 2050
 0: klimaat blijft geschikt; -1: geschikte klimaatzone verdwijnt nu; -2: geschikte klimaatzone verdwijnt rond 2050; -3: geschikte klimaatzone verdwijnt rond 2080; A: klimaatzone gaat achteruit in Vlaanderen; U: klimaatzone breidt uit naar Vlaanderen; PR: potentieel risico; R: risico; HR: hoge risico

		van der Veen et al., 2010 -1: geschikte klimaatzone verdwijnt nu	Huntley et al., 2007	Settele et al., 2008
Amfibieën				
Heikikker	<i>Rana arvalis</i>	-1		
Vinpootsalamander	<i>Triturus helveticus</i>	1		
Dagvlinders				
Zilveren maan	<i>Boloria selene</i>	-1		PR
Veenhooibeestje	<i>Coenonympha tullia</i>	-1		R
Spiegeldikkopje	<i>Heteropterus morpheus</i>	1		HR
Gentiaanblauwtje	<i>Maculinea alcon</i>	0		HR
Planten				
Pluimzegge	<i>Carex paniculata</i>	-3		
Gewone dophei	<i>Erica tetralix</i>	-3		
Veenpluis	<i>Eriophorum angustifolium</i>	-3		
Klokjesgentiaan	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	-3		
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>	-3		
Grote muggenorthis	<i>Gymnadenia conopsea</i>	-3		
Moeraswolfsklauw	<i>Lycopodiella inundata</i>	-3		
Witte snavelbies	<i>Rhynchospora alba</i>	-3		
Eenarig wollegras	<i>Eriophorum vaginatum</i>	-2		
Groenknolorchis	<i>Liparis loeselii</i>	-2		
Beenbreek	<i>Narthecium ossifragum</i>	-2		
Parnassia	<i>Parnassia palustris</i>	-2		
Grote boterbloem	<i>Ranunculus lingua</i>	-2		
Slanke waterkers	<i>Rorippa microphylla</i>	-2		
Zeegroene muur	<i>Stellaria palustris</i>	-2		
Lavendelhei	<i>Andromeda polifolia</i>	-1		
Zompzegge	<i>Carex curta</i>	-1		
Tweehuizige zegge	<i>Carex dioica</i>	-1		
Draadzegge	<i>Carex lasiocarpa</i>	-1		
Bleke zegge	<i>Carex pallescens</i>	-1		
Vlozegge	<i>Carex pulicaris</i>	-1		
Blaaszegge	<i>Carex vesicaria</i>	-1		
Ronde zonnedaauw	<i>Drosera rotundifolia</i>	-1		
Kamvaren	<i>Dryopteris cristata</i>	-1		
Slank wollegras	<i>Eriophorum gracile</i>	-1		
Veenmosorchis	<i>Hammarbya paludosa</i>	-1		

Draadrus	<i>Juncus filiformis</i>	-1	
Ruwe bies	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	1	
Kleine lisdodde	<i>Typha angustifolia</i>	1	
Reptielen			
Adder	<i>Vipera berus</i>	-2	
Vogels			
Slobeend	<i>Anas clypeata</i>	-3	A
Wintertaling	<i>Anas crecca</i>	-3	A
Zomertaling	<i>Anas querquedula</i>	-3	A
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris</i>	-3	A
Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>	-3	A
Snor	<i>Locustella luscinioides</i>	-3	0
Sprinkhaanzanger	<i>Locustella naevia</i>	-3	A
Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	-3	0
Bosrietzanger	<i>Acrocephalus palustris</i>	-2	0
Rietgors	<i>Emberiza schoeniclus</i>	-2	0
Watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	-2	A
Rietzanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	-1	A
Matkop	<i>Parus montanus</i>	-1	A
Grote karekiet	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0	U
Purperreiger	<i>Ardea purpurea</i>	1	U
Cetti's zanger	<i>Cettia cetti</i>	1	U
Grote zilverreiger	<i>Egretta alba</i>	1	0
Woudaapje	<i>Ixobrychus minutus</i>	1	U
Krekelzanger	<i>Locustella fluviatilis</i>	1	0
Baardman	<i>Panurus biarmicus</i>	1	0
Graszanger	<i>Cisticola juncidis</i>	2	U
Kleine zilverreiger	<i>Egretta garzetta</i>	2	U
Kwak	<i>Nycticorax nycticorax</i>		U
Porseleinhoen	<i>Porzana porzana</i>		A
Slakken			
Nauwe korfslak	<i>Vertigo angustior</i>	-3	
Zeggekorfslak	<i>Vertigo moulinsiana</i>	-3	

Chytrý et al. (2008) vonden een verband tussen het huidige voorkomen van plantensoorten die reeds lang zijn ingeburgerd en soorten die dat pas recent deden. Op basis hiervan zijn voedselarme en voedselrijke venen resp. als weinig tot matig gevoelig voor invasieve soorten te beschouwen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in een gestresseerd milieu (tekort aan voedingsstoffen) het moeilijker is om een expansief gedrag te vertonen.

4.6.4.6 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm

Voedselarme, regenwatergevoede venen met een hoog aandeel aan heidestruiken of bultvormende veenmossen zijn gevoelig voor brand (Albertson et al., 2011; Planbureau voor de Leefomgeving, 2012; NE & RSPB, 2014). De mogelijke effecten zijn reeds besproken bij het heidelandschap (zie 4.4).

Voor Baltische hoogvenen is aangetoond dat de hersteltijd na een zware brand enkele honderden jaren kan duren (Sillasoo et al., 2011).

Bodemerosie onder invloed van wind en water zijn naar schatting voor venen eerder beperkt, omdat het gesloten vegetaties zijn die vooral in vlakke terreinen gesitueerd zijn. Kalktufbronnen (7220) en kalkmoeras (7230) komen

vooral (7220) of ook (7230) op hellingen voor, maar omdat ze aan bronmilieus gebonden zijn, zijn hier geen piekdebieten te verwachten die tot erosie kunnen leiden.

4.6.4.7 Risico op ziektes en plagen

Over ziekten en plagen is wat betreft venen nog relatief weinig bekend.

NE & RSPB (2014) halen de bleke grasuil (*Mythimna pallens*) aan als potentiële plaagsoort voor commerciële rietexploitatie.

4.6.4.8 Samenvatting

Tabel 27. Biotische gevolgen voor venen

Klimaat	Proces	Impact				Referenties
						E: aangetoond P: modeluitkomst H: veronderstelling
Stijging CO ₂		verhoogde fotosynthese	hogere biomassa-productie			Drake et al., 1997 (E); Vonk et al., 2010 (H, algemeen); Heijmans et al., 2001b (E); Poorter & Navas, 2003 (P, algemeen); Potvin et al., 2007 (E, algemeen), echter Toet et al., 2006(E)
		wijziging verdeling boven-/ondergrondse plantendelen				Potvin et al., 2007 (E, algemeen); Weltzin et al., 2000(E)
Hogere jaartemperatuur	gewijzigde fenologie	verbeterde zaadzetting				Ernst & Piccoli, 1995(E)
		verlenging groeiseizoen	hogere biomassa-productie			Bridgham et al., 1995 (H); NE & RSPB, 2014 (H)
		vervroegd seizoen	verhoogde vorstschade			expertoordeel
			verlenging groeiseizoen	hogere biomassa-productie		zie hoger
		gewijzigde fenologie				Morecroft & Speakman, 2013 (E, algemeen)
Hogere wintertemperatuur	niet doorbreken van dormantie				expertoordeel	
	verhoogde ziektegevoeligheid				NE & RSPB, 2014 (H)	
Verschuiving klimaatzones	extinctie of uitbreiding van soorten (incl. exoten)	gewijzigde verspreidingsarealen			Besse-Lototskaya et al., 2011 (H); Normand et al., 2007 (P); Chytrý et al., 2008 (P); Clark et al., 2010 (P); Gallego-Sala et al., 2010 (P); Morecroft & Speakman, 2013 (E, algemeen) Planbureau voor de	

Klimaat	Proces	Impact				Referenties
						E: aangetoond P: modeluitkomst H: veronderstelling
						Leefomgeving, 2012 (E, algemeen); van der Veen et al., 2010 (P); Vonk et al., 2010 (E, algemeen); Devictor et al., 2008 (E, algemeen)
Hogere jaartemperatuur/ Meer warmtedagen in de zomer	eutrofiëring	hogere biomassaproductie				Besse-Lototskaya et al., 2011 (H); NE & RSPB, 2014 (H); van Dam & Beltman, 1992 (H); Delarue et al., 2011 (E); Breeuwer et al., 2008b (E); Vonk et al., 2010 (P, algemeen)
	verdroging	verhoogde aeratie				Thompson et al., 2009 (P); NE & RSPB, 2014 (H); Breeuwer et al., 2009 (E); Acreman et al., 2009 (H); Banaszuk & Kamocki, 2008 (E); Schouten et al., 1992 (E)
	verzuring	verminderde fitness door mineralentekort				Besse-Lototskaya et al., 2011 (H)
		verminderde fitness door verhoogde toxiciteit				
brand	habitatverlies				Planbureau voor de leefomgeving, 2012 (E); NE & RSPB, 2014 (H); Albertson et al., 2011 (P); Sillasoo et al., 2011 (E)	
Nattere winter/ Extreme neerslag	eutrofiëring	hogere biomassaproductie				Besse-Lototskaya et al., 2011 (H); NE & RSPB, 2014 (H); Vonk et al., 2010 (P, algemeen); Loeb et al., 2008 (E); Stuijtzand et al., 2007 (E); Lamers et al., 2006 (E)
	vernatting	verminderde fitness door verhoogde toxiciteit				Loeb et al., 2008 (E); Brown, 1998(E); NE & RSPB, 2014 (H)
		verminderde fitness uit				

Klimaat	Proces	Impact			Referenties E: aangetoond P: modeluitkomst H: veronderstelling
		zuurstofgebrek			
	verontreiniging	verminderde fitness door verhoogde toxiciteit			Stuijzand et al., 2007 (E)
Zomerdroogte	eutrofiëring	hogere biomassaproductie			Keller et al., 2004 (E); Sowerby et al., 2008 (E); NE & RSPB, 2014 (H); Schouten et al., 1992 (H); van Dijk et al., 2012(E); echter Cusell et al., 2015 (E) en Muhr et al., 2011 (E)
	verdroging	verhoogde aeratie			NE & RSPB, 2014 (H); Thompson et al., 2009 (E); Breeuwer et al., 2008b (E); Breeuwer et al., 2009 (E); Banaszuk & Kamocki, 2008 (E); Schouten et al., 1992 (E); Acreman et al., 2009 (H); Besse-Lototskaya et al., 2011 (H)
	verzuring	verminderde fitness door mineralentekort			Besse-Lototskaya et al., 2011 (H); echter Cusell et al., 2015 (E)
		verminderde fitness door verhoogde toxiciteit			
brand	habitatverlies			Planbureau voor de Leefomgeving, 2012 (E); NE & RSPB, 2014 (H); Albertson et al., 2011 (P); Sillasoo et al., 2011 (E)	

4.7 Bossen en struwelen

4.7.1 Inleiding

Bossen in Vlaanderen, de kustduinen uitgezonderd, behoren tot de volgende Europese en andere habitattypes:

Mesofiele tot droge bossen

Deze wateronafhankelijke bossen omvatten zowel loofbossen (zuurminnende beukenbossen en zuurminnende eikenbossen) als structuurrijke, oude bestanden van grove den.

Habitatwaardig mesofiel tot droog bos

- 9110 Beukenbossen van het type *Luzulo-Fagetum*
- 9120 Atlantische zuurminnende beukenbossen met *Ilex* en soms ook *Taxus* in de ondergroei (*Quercion robori-petraeae* of *Ilici-Fagenion*)
- 9130 Beukenbossen van het type *Asperulo-Fagetum*
- 9150 Midden-Europese kalkrijke beukenbossen behorend tot het *Cephalanthero-Fagion*
- 9160 Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eikenhaagbeukbossen behorend tot het *Carpinion-betuli*
- 9190 Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met *Quercus robur*

Niet-habitatwaardig mesofiel tot droog bos

- rbbppm oude structuurrijke aanplant van grove den
- Den productiebossen

Natte bossen

Habitatwaardige natte bossen

- 91E0 Bossen op alluviale grond met *Alnion glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)
- 91F0 Gemengde oeverformaties met *Quercus robur*, *Ulmus laevis* en *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* of *Fraxinus angustifolia*, langs de grote rivieren (*Ulmenion minoris*)

Niet habitatwaardige natte bossen

- Populieren zonder dichte autochtone struik- of boomlaag

Struwelen

Vochtige struwelen

- rbbf moerasbos van breedbladige wilgen
- rbbso vochtig wilgenstruweel op venige of zure bodem
- rbbm gagelstruweel

Droge struwelen

- rbbg brem- en gaspeldoornstruweel
- rbbp doornstruweel

4.7.2 Relevante abiotische drivers

Tabel 28. Gevoeligheden van boshabitat voor verstoringen op basis van de effectenindicator (G = gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011)

Habitattype	Effect	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via de bodem	Eutrofiëring via het grondwater	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verzuring via de lucht	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verzoeting via het grondwater	Verzoeting via het oppervlaktewater	Verzilting via het grondwater	Verzilting via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
		3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-1	7-2	7-3	7-4	8-5
9110		G	G	G	G	N	N	N	N	G	G	N	N	G	G	O
9120	Wintereiken-Beukenbos	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
9120	Zomereiken-Beukenbos	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
9120	Gierstgras-Beukenbos	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
9130	Midden-Europese neutrofiel beukenbos	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
9130	Atlantische neutrofiel beukenbos	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
9150		G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
9160	voedselarm subatlantisch Eiken-Haagbeukenbos	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
9160	neutroclien subatlantisch Eiken-Haagbeukenbos	G	G	G	G	G	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
9190		G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91D0		G	G	G	G	G	G	O	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Ruigte-Elzenbos	G	G	G	G	O	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Bronbos	G	G	G	G	N	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Vogelkers-Essenbos	G	G	G	G	O	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Oligotroof broekbos	G	G	G	G	O	G	N	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Mesotroof broekbos	G	G	G	G	O	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0	Zachthoutooibos	N	G	G	G	N	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
91F0		G	N	N	G	N	O	G	G	G	G	N	N	G	G	O

4.7.3 Biotische gevolgen

Afgezien van de gevolgen van klimaatwijziging die nu al op het terrein kunnen worden vastgesteld, kunnen de mogelijke gevolgen van klimaatwijziging voorspeld worden op basis van modellen. Modellen zijn steeds een vereenvoudiging van de werkelijkheid en veel basisinformatie over soorten, habitats, processen, interacties enz., noodzakelijk om met een redelijke nauwkeurigheid voorspellingen te kunnen doen, ontbreekt momenteel. Het is daarom duidelijk dat de “voorspelde gevolgen” van klimaatwijziging heel wat meer onzekerheid inhouden dan de effecten die nu reeds waargenomen worden.

4.7.3.1 Effecten van verandering in overstromingsdynamiek

Overstromingen in bossen hebben in de eerste plaats standplaatswijzigingen voor gevolg.

Bossen die in natuurlijke overstromingsgebieden liggen, en dus het meest getroffen zullen worden, zijn meestal populierenaanplantingen of andere natte bostypes (De Nocker et al., 2007), hoewel ook 25% droge bostypes in deze risicozone liggen.

4.7.3.2 Effecten van vernatting en verdroging door wijziging grondwaterregime

Effecten van nattere winters en droge zomers zijn afhankelijk van de standplaats. Nattere winters met een hogere grondwatertafel als gevolg zijn niet goed voor beuk.

4.7.3.3 Droogtestress

Het gevaar voor droogtestress is het grootst op bodems met een lage waterberging, vaak zandbodems dus. In Vlaanderen zijn de Kempen dus gevoeliger voor zomerdroogte, mede door het feit dat de modellen voor de Kempen minder neerslag voorspellen dan voor de rest van het land (zie 2.1.3). Ook grondwatergebonden bossen (valleibossen) zullen gevoeliger zijn aan verdroging.

De gevolgen van een dalend wateraanbod zijn:

- droogtestress
- verminderde groei
- droogteschade.

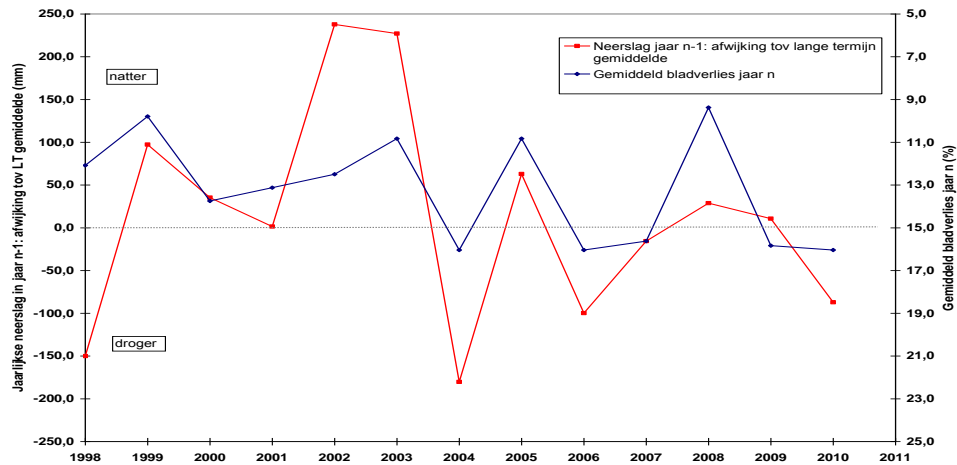
De gevolgen van droogte op bosesystemen zijn veelvuldig onderzocht in de droge zomer van 2003 (Zebisch et al., 2005). De effecten van deze droogte waren o.a. bladverkleuring, voortijdige bladval en een algemene vermindering van de vitaliteit van bomen.

Er wordt verwacht dat het aantal droge standplaatscondities zal stijgen in de toekomst, maar dit zal in Vlaanderen wellicht slechts voor een relatief beperkt aantal boomsoorten problemen geven (Capioli et al., 2012, zie Tabel 30). Experts beschouwen het gevaar op droogtestress echter als het grootste risico van klimaatwijziging voor bossen (Zebisch et al., 2005).

Uit de bosbouwpraktijk is de droogtegevoeligheid van de beuk en zijn geringe tolerantie voor droogteperiodes bekend. Duplat & Roman-Amat (1996) stellen dat beukenbestanden zonder bereikbaar grondwater minstens 750 mm neerslag op jaarbasis vereisen. Mayer (1992) stelt dat de beuk in een gebied met minder dan 600 mm neerslag per jaar zich op den duur niet kan handhaven.

In het Zoniënwoud werd onderzocht of de bladbezetting bij beuk in drogere jaren slechter was dan in jaren met overvloedige neerslag (Roskams et al., 2012). Daarvoor werden data i.v.m. de bladbezetting bij beuk in Hoeilaart geconfronteerd met de neerslaggegevens van het KMI station in Ukkel. Variaties in de jaarlijkse neerslaghoeveelheden werden uitgedrukt als afwijkingen t.o.v. de gemiddelde jaarlijkse neerslaghoeveelheid in de voorbije 20 jaar (850 mm). In drogere jaren valt dus minder neerslag dan gemiddeld en vice versa. Deze analyse toont aan dat er een significant negatief verband bestaat tussen de gemiddelde bladbezetting bij beuk en de neerslaghoeveelheid in het voorgaande jaar ($p = 0.04$): drogere jaren leiden tot een hoger gemiddeld bladverlies²⁸ in het daarop volgende jaar en vice versa (Figuur 24). Zo leidde de droogte in 2003 (neerslagtotaal 670 mm) tot een toename van het gemiddeld bladverlies in 2004. Hieruit blijkt niet alleen dat de bladbezetting bij beuk mee bepaald wordt door de hoeveelheid neerslag, maar ook dat beuk met een jaar vertraging reageert op hydrologische stress.

²⁸ Bepaling bladverlies: De kroontoestand van de steekproefbomen wordt met een verrekijker beoordeeld. De inschatting van het bladverlies (of de bladbezetting) is het belangrijkste onderdeel van de kroonbeoordeling. Het bladverlies wordt gedefinieerd als het reciproke van de bladbedekking (100% bladbedekking - % waarneembare open lucht). Het bladverlies wordt in trappen van 5% geschat en de bomen worden in bladverliesklassen ondergebracht (uit Sioen et al., 2015).



Figuur 24. Invloed van de neerslaghoeveelheid in het voorgaande jaar (jaar n-1) op het gemiddeld bladverlies (jaar n) bij beuk in het Zoniënwoud. Om de relatie tussen beide factoren duidelijk te maken, is de as van het bladverlies (verticale as rechts) omgekeerd.

Deze vaststelling is in overeenstemming met bevindingen uit buitenlandse studies. Zo werd de vitaliteitscrisis bij beuk in Noord-Frankrijk in 1990 – 1992 door Franse onderzoekers toegeschreven aan vochttekorten in de jaren 1989 - 1991. Anderzijds stelden ze ook vast dat zelfs een sterke stijging van het bladverlies als gevolg van watertekorten niet tot permanente schade hoeft te leiden: de kroontoestand van beuk kan snel herstellen. De resultaten in het Zoniënwoud bevestigen deze vaststellingen.

Om het potentiële effect van droogte op beuk te bepalen, moet rekening gehouden worden met de timing en lengte van de droogteperiode. Er wordt verwacht dat een droogte op het einde van het groeiseizoen minder impact zal hebben dan droogte bij het begin van het seizoen (Campioli et al., 2012).

4.7.3.4 Wijziging in vegetatiepatroon door eutrofiëring en verzuring

De belangrijkste bezorgdheden i.v.m. de invloed van klimaatwijziging op bosbodems staan in verband met de beschikbaarheid van voedingsstoffen, eutrofiëring, herstel van bodemverzuring, wijzigingen in koolstofvoorraden en de capaciteit om het vochtgehalte in de bodem op peil te houden. Vooral de koolstofvoorraad in de bodem speelt hierbij een sleutelrol, wegens zijn directe invloed op het vochtbergend vermogen, de bescherming tegen erosie (door het 'samenbinden' van bodemdeeltjes) en de capaciteit van de bodem om nutriënten vast te houden. De C-voorraad in de bodem vertegenwoordigt ook een enorme potentiële emissie van broeikasgassen naar de atmosfeer. Het spreekt dan ook voor zich dat de C-voorraad in de bodem een belangrijk aandachtspunt vormt in het kader van adaptatiemaatregelen tegen klimaatwijziging.

De mogelijke gevolgen van klimaatwijziging op bodems zijn (Bradley et al. in Read et al., 2009):

- Stijgende temperaturen leiden tot verhoogde bodemrespiratie en een daling van de C-voorraad;
- Verhoogde input van strooisel als gevolg van verhoogde productiviteit van bomen (wegens \uparrow CO₂ en gestegen t°) zou dit mogelijk kunnen compenseren;
- Verhoogde boomgroei zou kunnen bijdragen aan de depletie van voedingsstoffen, verzuring, gevolgd door verminderde productiviteit;
- Wijzigingen in C/N verhouding en hieraan gekoppelde veranderingen in de samenstelling van de vegetatie;
- Verhoogde verstoring van de bodem als gevolg van toegenomen frequentie van stormen en daaruit volgende stormschade (windworp, -breuk);
- Verhoogde erosie door toegenomen frequentie van hoge (extreme) neerslaghoeveelheden;
- Verhoogd verlies van DOC²⁹ als gevolg van hogere t° en hogere hoeveelheden neerslag in de winter;
- Hogere frequentie en ruimere verspreiding van bosbranden, resulterend in verlies van bodem-C;

²⁹ Dissolved Organic Carbon, of Opgelost Organisch Koolstof

- Symbiotische relaties tussen mycorrhiza, gastbomen en vegetatie worden beïnvloed door het CO₂-gehalte in de atmosfeer, depositie van polluenten en bodemvocht. Gezien het belang hiervan voor de nutriëntencyclus en de weerstand tegen pathogene bodemschimmels, moet hieraan de nodige aandacht besteed worden.

4.7.3.5 *Wijziging in soortensamenstelling*

4.7.3.5.1 Fenologie en risico op vorstschade

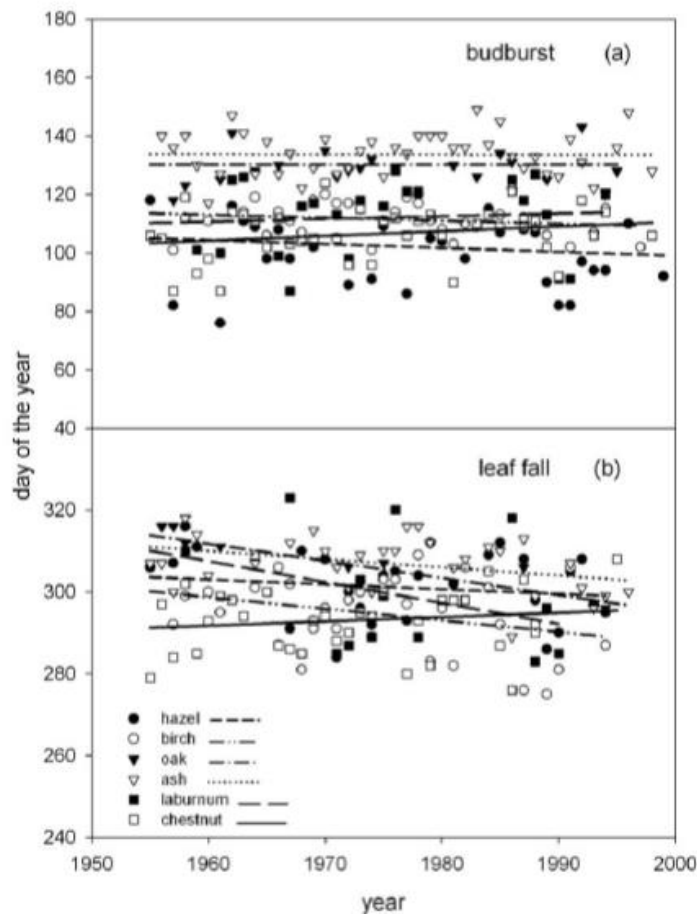
Waargenomen effect

Er kan een duidelijk verband aangetoond worden tussen de winter/lentetemperaturen en het uitlopen van knoppen (fenologie). Zo werd in de jaren '90 al gerapporteerd dat eiken in het Verenigd Koninkrijk gemiddeld drie weken vroeger uitlopen dan in de jaren '50. De bewijzen hiervoor zijn in de periode na 1990 alleen maar sterker en consistent geworden.

In het Verenigd Koninkrijk werd deze temperatuurrespons voor verschillende boomsoorten gekwantificeerd. Hierbij wordt aangegeven hoeveel dagen een boomsoort vroeger uitloopt per graad stijging van de temperatuur in de periode januari – maart. Zo werd berekend dat dit voor beuk 3 dagen/°C bedraagt, 5.6 dagen/°C voor zomereik en 9.9 dagen/°C voor eenstijlige meidoorn (Read et al., 2009). Deze cijfers zijn consistent met de opvattingen van Badeck et al. (2004) die kleinere fenologische effecten verwachten bij eik en beuk omdat het laat uitlopende soorten zijn.

In de Schwäbische Alb (Duitsland) daarentegen werd voor het uitlopen van beuk in het voorjaar geen eenduidige reactie op de klimaatwijziging vastgesteld. Op lokale schaal werden verschillende trends gevonden. Ook in de lengte van de vegetatieperiode werden geen significante veranderingen waargenomen. Dit werd verklaard door de grote jaarlijkse variabiliteit in het uitlooptijdstip (wat wijst op de noodzaak aan lange tijdsreeksen van waarnemingen) en door belangrijke verschillen in standplaatsfactoren (expositie, bestandsstructuur, bodemkwaliteit, waterbeschikbaarheid en genetische samenstelling), die kunnen interfereren met eventuele wijzigingen in fenologie (Kirchgässner, 2001).

Voor België zijn er de waarnemingen van het fenologisch observatienetwerk van het KMI (Demarée & Chuine, 2006) waarvan in Campioli et al. (2012) een analyse werd gemaakt.



Figuur 25. Datum van bladontluiking en bladval voor 6 boomsoorten in Blanmont (centraal België) (1955-1999): *Corylus avellana* L., hazelaar; *Betula pendula* Roth, ruwe berk; *Quercus robur* L., zomereik; *Fraxinus excelsior* L., Es; *Cytisus laburnum* L., gouden regen; *Aesculus hippocastanum* L., paardekastanje. Deze data komen van het observatienetwerk van het KMI (Demarée & Chuine 2006). Voor geen van deze soorten is de bladontluiking significant gecorreleerd met de tijd. Bladval kent, voor zomereik en es, een negatieve correlatie met de tijd ($p < 0.05$). (Bron: Campioli et al., 2012)

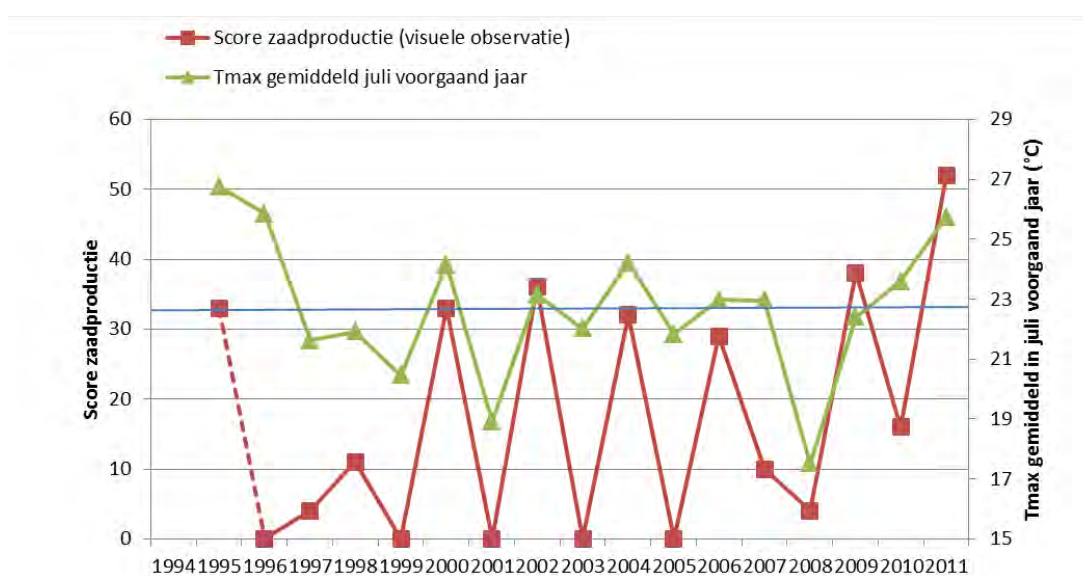
Voor de 6 onderzochte boomsoorten kon voor wat betreft bladontluiking geen verband met de tijd worden aangetoond. Uit de NARA-indicator bladfenologie (Van der Aa, 2015 - in voorbereiding) blijkt dat voor de korte tijdsreeks fenologische waarnemingen van het INBO in Vlaanderen ook nog geen correlatie met de tijd gevonden wordt, maar wel met de temperatuur (zie 2.3.6.1.3).

In theorie verlengt het vervroegen van het uitlopen van bomen ook het groeiseizoen, zodat vroeger uitlopen zou kunnen leiden tot een stijging van de netto primaire productie. Verlenging van het groeiseizoen door vroeger uitlopen in de lente heeft hierbij een belangrijker impact dan later afstoten van de bladeren in de herfst, vanwege de hogere invallende zonne-energie in april in vergelijking met oktober. Deze wijziging in lente-fenologie kan echter een negatieve invloed hebben door verstoring van de synchroniciteit tussen verschillende trofische niveaus (bv. eik, rups, koolmees; zie Visser et al., 1998) of door reductie van de hoeveelheid licht die op de bosbodem valt, wat gevolgen kan hebben voor de bosflora (bv. boshyacint, bosanemoon, heelkruid). Dit kan bijgedragen hebben aan de achteruitgang van enkele karakteristieke bosplanten.

Vervroegd uitlopen kan het risico op schade door late voorjaarsvorst doen toenemen. In tegenstelling tot het vroeger uitlopen van bomen, kan er in het Verenigd Koninkrijk nl. geen gelijklopende trend vastgesteld worden in het tijdstip van optreden van late lentevorst (< -2 °C, temperatuur waarbij risico op celbeschadiging ontstaat). In het kader van adaptatiemaatregelen zou daarom aandacht moeten besteed worden aan laat uitlopende soorten en herkomsten, waardoor het risico op vorstschade beperkt wordt.

Voor sommige boomsoorten daarentegen werd een later tijdstip van uitlopen in de lente vastgesteld, als reactie op het uitblijven van koude tijdens zachte winters (Murray et al., 1989).

Afgezien van een invloed op het uitlopen van bomen in het voorjaar, wordt ook de frequentie van zaadjaren mee bepaald door weerfactoren. Goede mastjaren bij beuk komen volgens de literatuur ongeveer om de 4 – 6 jaar voor. Uit langlopend INBO-onderzoek in het Zoniënwoud, blijkt echter dat goede zaadjaren er tegenwoordig ongeveer om de 2 jaar optreden. Een vergelijkbare stijging in de frequentie van goede zaadjaren bij beuk wordt in verschillende Europese landen waargenomen. Uit het INBO-onderzoek blijkt (Figuur 26) dat de maximum julitemperatuur een belangrijke sturende factor is: een warme julimaand (gem. t_{max} ° in juli > lange termijn gemiddelde max. julitemperatuur) is een belangrijke trigger voor het optreden van een goed zaadjaar in het daarop volgende jaar. Warmere zomers kunnen bij beuk dus leiden tot een toename in de frequentie van goede zaadjaren.



Figuur 26. Zaadproductie in een beukenbestand in het Zoniënwoud versus de gemiddelde maximumtemperatuur in juli in het voorafgaande jaar over de periode 1995-2011. De blauwe lijn geeft het lange termijn gemiddelde van de max. julitemperatuur weer (bron: P. Roskams, INBO – eigen data).

Verwacht effect

Het lijkt op het eerste gezicht logisch dat stijgende temperaturen zouden leiden tot een verminderd risico op late lentevorst. Late voorjaarsvorst blijkt echter zeer onvoorspelbaar en er zijn weinig aanwijzingen dat de datum van de laatste lentevorst tijdens de laatste decennia significant zou veranderd zijn, m.a.w. het risico op late voorjaarsvorst is onveranderd gebleven. Het tijdstip waarop bomen in het voorjaar uitlopen daarentegen valt wel steeds vroeger. Als deze trend tot steeds vroeger uitlopen zich zou doorzetten, wat volgens verschillende modelleringen effectief het geval zal zijn, en zich tegelijkertijd geen verandering zou voordoen in de datum van de laatste lentevorst, zal het risico op schade door late voorjaarsvorst toenemen (Read et al., 2009).

Nood aan een koudeperiode

Verschiedende boomsoorten hebben in de loop van het jaar een koudeperiode nodig, bijvoorbeeld voor het doorbreken van de kiemrust van zaden. Enkele soorten, zoals zwarte els en grove den, hebben zaden die een 'oppervlakkige rustperiode' (shallow dormancy) doormaken. Hierbij kiemt een variabel aandeel van de zaden bij een verschillende temperatuur en alle zaden kiemen na een relatief korte 'pre-afkoelingsperiode' (pre-chill), die een versnelde kieming stimuleert. Als klimaatwijziging zou leiden tot hogere herfsttemperaturen, bestaat het risico dat deze boomsoorten te vroeg in de herfst zouden kiemen en kwetsbaar worden voor wintervorst.

De inheemse boom- en struiksoorten die een ‘diepe rustperiode’ doormaken lopen echter het meeste risico op vorstschade, zoals bijna alle loofboomsoorten (gewone es, beuk, zoete kers, ...), maar ook jeneverbes en hulst. Hun zaden hebben een relatief lange en ononderbroken periode van koud, vochtig weer nodig om te kiemen. Warmere en/of kortere winters, gevolgd door sneller stijgende lente- en zomertemperaturen als gevolg van klimaatwijziging, zouden leiden tot problemen met de natuurlijke verjonging van deze soorten. Er bestaat wel redelijk wat variatie tussen populaties en individuen wat de noodzakelijke koudeperiode betreft. Dit zou ertoe kunnen leiden dat meer zuidelijke herkomsten, die minder winterkoude nodig hebben, beter aangepast zouden zijn aan het toekomstige klimaat en daardoor bevoordeligd zouden worden ten opzichte van de huidige, autochtone herkomsten (Read et al., 2009).

Bij de constructie van fenologiemodellen wordt vaak zo’n koudevoorwaarde ingebouwd. Fu et al. (2012) vonden voor de KMI-dataset dat de fenologiemodellen die geen koudevoorwaarde hadden de beste weergave waren van de werkelijkheid. Zij suggereren daarom dat in de Belgische omstandigheden tot op heden nog steeds voldaan wordt aan die koudevoorwaarde.

4.7.3.5.2 Effect van temperatuur op bosplanten

Op basis van herhaalde planteninventarisaties werd vastgesteld dat de abundantie van verschillende plantensoorten in bossen (47 op een totaal van 332) een significant positief verband vertoonde met veranderingen in lentetemperatuur. Bij een veel kleiner aantal (4 soorten op 332) werd een negatief verband gevonden. Waar dergelijke wijzigingen gevonden worden, is het belangrijk erop te wijzen dat ook andere drivers dan klimaatwijziging verantwoordelijk kunnen zijn, bv. een gewijzigd beheer, natuurlijke verstoringen (stormschade), stikstofdepositie (Read et al., 2009).

In Nederland werden wijzigingen in het voorkomen van plantensoorten tijdens drie periodes in de voorbije eeuw onderzocht. In de perioden 1902-1949 en 1975-1984 werden kleine maar significante veranderingen vastgesteld in het voorkomen van zowel warmteminnende als koudeminnende soorten. Tijdens de laatste decennia van de 20ste eeuw werd echter enkel een toename waargenomen bij warmteminnende soorten, die gerelateerd kon worden aan een stijging van de omgevingstemperatuur, wat als een snelle respons op klimaatwijziging werd geïnterpreteerd (Tamis et al., 2005).

Een analyse van de T-index voor bossen leert dat de meeste bosplanten een gematigde temperatuur wensen. In vochtige bossen zijn er toch twee habitattypische planten die eerder koele temperaturen prefereren, voor droge bossen zijn er dat vijf.

Tabel 29. Verdeling van de T-index van de habitattypische soorten van boshabitats

Droge bossen

Habitat	Min T-index	Gemiddelde T-index	T-index	Aantal soorten met T-index				
				1,75	2	2,5	3	-
91E0	1,75	2,2	3	2	20	19	1	47
91F0	2,5	2,5	2,5			4		2

Vochtige bossen

Habitat	Min T-index	Gemiddelde T-index	Max T-index	Aantal soorten met T-index				
				1,75	2	2,5	3	-
9110	1,75	1,9	2	1	3			6
9120	1,75	2,0	2,5	1	4	1		21
9130	1,75	2,1	3	2	10	4	1	26
9150	2	2,2	2,5		8	4		7
9160	1,75	2,1	2,5	1	12	5		25
9190	2	2,2	2,5		4	3		15

4.7.3.5.3 Invloed van klimaatwijziging op de boomsoortensamenstelling

Zoals in 2.3.6.2.2 al werd aangehaald zorgt klimaatwijziging voor een verschuiving van het klimatologische optimum in het areaal van soorten. Voor bossen is dit effect zeer belangrijk omdat ze langlevend zijn, en de structuurbepalende soorten een lange generatietijd kennen; een nieuw geplante generatie moet derhalve gedijen in zowel het huidige als het toekomstige klimaat.

Naarmate de klimaatverandering ten opzichte van het huidige klimaat groter is, zullen droogtegevoelige soorten het moeilijk krijgen om zich te handhaven en worden vervangen door meer droogteresistente soorten (Clerckx et al., 2013).

Laurent et al. (2009) maakten een inschatting van de gevoeligheid van boomsoorten (in Wallonië) op basis van literatuur en expertkennis. Zij kwamen tot de bevinding dat vooral beuk en fijnspar gevoelig zijn. Fijnspar is voor Vlaanderen echter niet zo belangrijk, beuk daarentegen des te meer.

Tabel 30. Verwachte gevoeligheid van de belangrijkste boomsoorten voor de belangrijkste klimaateffecten (Bron: Laurent et al., 2009)

species	Heat wave	Drought			Wind storms
		overall	dry sites	sites alternate H ₂ O regime	
<i>Fagus sylvatica</i>	●●●	●●	●●	●●	●●
<i>Quercus petraea</i>	○	○	●	●	●
<i>Quercus robur</i>	○	●●	●●●	●●	●
<i>Picea abies</i>	●●●	●●	●●●	○	●●
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	○	○	○	●●	○
<i>Pinus sylvestris</i>	●	●	○	○	●
<i>Pinus nigra</i>	●	●	○	○	●

level vulnerability: ●●●: critic i.e. observed negative impact; ●●: high i.e. potential risk of negative impact; ●: weak i.e. adaptation possible; ○: null i.e. no potential risk of negative impact

4.7.3.5.3.1 Beuk (*Fagus sylvatica*)

Beuk behoort volgens heel wat modellen bij de verliezers in zowat alle scenario's van klimaatwijziging, in verschillende Europese landen wordt verwacht dat het belang van deze boomsoort in de toekomst zal afnemen. Droogte en temperatuurextremen vormen belangrijke bedreigingen. Beuk is gevoelig voor droogtestress en vooral jonge boompjes kunnen snel verdorren. De droogtegevoeligheid van deze boomsoort en de plaats die ze in het 'klimaatgewijzigde' bos zal innemen vormen echter het onderwerp van heel wat discussie. Sommigen stellen dat de soort zich door selectie aan de veranderde omstandigheden zal aanpassen, bv. droogteresistente herkomsten uit Italië en de Balkan (www.be.ch/wald-klimawandel).

4.7.3.5.3.2 Douglas (*Pseudotsuga menziesii*)

Douglas is een niet-inheemse boomsoort uit westelijk Noord-Amerika (Rocky Mountains van British Columbia, Washington, Oregon, California, ...), die beter tegen droogte en temperatuurextremen kan dan de meeste andere naaldboomsoorten in onze streken. In zijn natuurlijke verspreidingsgebied komt hij voor van extreem droge laaglandgebieden tot vochtige berggebieden; Pojar & MacKinnon, 1994). Ze is weliswaar gevoelig voor droogte in de periode na de planting, maar eens ze gevestigd is, verdraagt ze droogteperiodes vrij goed door haar uitgebreid wortelstelsel. Dit kan ertoe leiden dat het belang van deze soort onder de huidige klimaatwijzigingsscenario's zal toenemen. Ondiepe of vernalde bodems zijn evenwel niet geschikt.

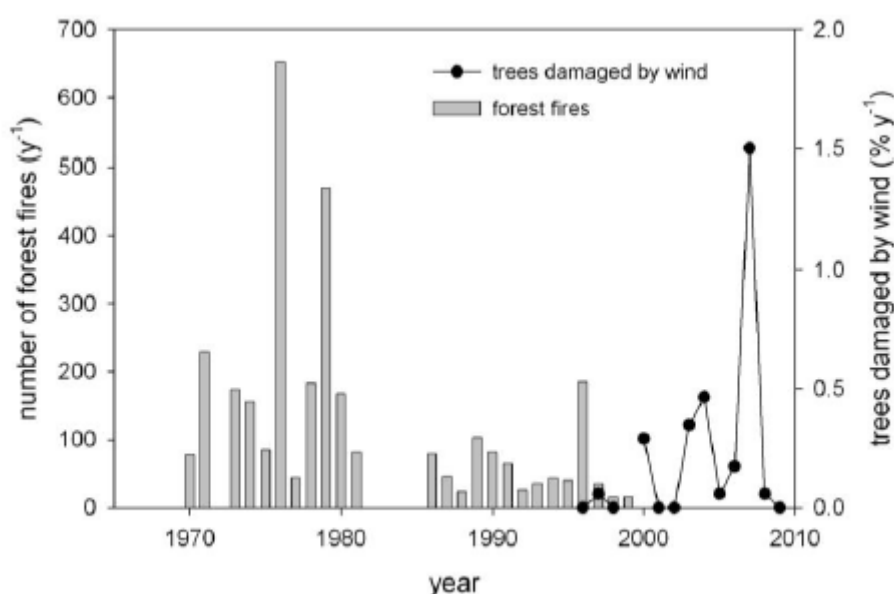
4.7.3.5.3.3 Grove den (*Pinus sylvestris*)

Deze soort heeft een vrij brede ecologische amplitude en kan zich daarom goed aanpassen aan verschillende omstandigheden. Ze heeft als pionier echter maar een beperkte concurrentiekracht en wordt op de betere bodems vaak verdrongen. Bosbrand en verschillende schadeverwekkende insecten zijn belangrijke bedreigingen in een klimaatwijzigingsscenario.

4.7.3.6 Effecten van wijzigingen in landschapsdynamiek: erosie (wind, water), brand, storm

Een belangrijke factor in klimaatverandering is de toenemende impact van externe verstoringen op bosesystemen (hogere frequentie orkanen en valwinden, ziektes en plagen, brand), grotendeels ten gevolge van een wijzigend klimaat (Campioli et al., 2012; Schelhaas et al., 2001).

In Figuur 27 wordt een overzicht gegeven van de tot nu toe vastgestelde schade door storm en brand in Belgische bossen (Campioli et al., 2012)



Figuur 27. Trend in brand- en stormschade in Belgische bossen. De data over brand worden uitgedrukt als aantal branden per jaar (Waals gewest, data 1970-1981) en 1986-2001). De stormdata worden uitgedrukt als het jaarlijks aandeel bomen dat zwaar beschadigd wordt door wind (Vlaams Gewest, 72 ICP level-I-plots). (Bron: Campioli et al., 2012)

4.7.3.6.1 Bosbranden

Wat bosbranden betreft, zijn weersomstandigheden vaak eerder een katalysator dan de werkelijke oorzaak ervan (Cannell & McNally, 1997 in: Read et al., 2009), vermits bosbranden vooral ontstaan door menselijke activiteiten. Anderzijds kon voor het zuiden van Engeland een duidelijk verband aangetoond worden tussen het bodemvochtgehalte en het aantal branden in het buitengebied (Gazzard, 2006 in Read et al., 2009).

Alhoewel het zeer aannemelijk is dat het risico op bosbrand stijgt naarmate het droger wordt, is het nog niet duidelijk wat dit voor de bossen in Vlaanderen zal inhouden. De grote versnippering van onze bossen, hoe negatief ze ook is in quasi alle opzichten, vormt wel een rem op het ontstaan van echte grootschalige bosbranden.

Uit buitenlands onderzoek blijkt dat bijna elke bosbrand begint als bodemvuur (Zebisch et al., 2005) Bossen met een hoog aandeel duinriet of bochtige smele zijn hieraan veel gevoeliger.

4.7.3.6.2 Wind

Waargenomen

In Europa wordt een duidelijke toename van de windschade in bossen vastgesteld in de afgelopen 60 j. (Lindroth et al., 2009 in Read et al., 2009).

In Vlaanderen viel dat tot nu toe nog mee (zie Figuur 27. Trend in brand- en stormschade in Belgische bossen. De data over brand worden uitgedrukt als aantal branden per jaar (Waals gewest, data 1970-1981) en 1986-2001). De stormdata worden uitgedrukt als het jaarlijks aandeel bomen dat zwaar beschadigd wordt door wind (Vlaams Gewest, 72 ICP level-I-plots). (Bron: Campioli et al., 2012)). Enkele studies naar windval tonen aan dat de effecten boomsoortgevoelig zijn. Zo werd in het Walenbos een grote boomsoortgerelateerde verscheidenheid in windvalgevoeligheid gevonden (bv. 3% van de grauwe abelen overleven windval tegenover 100% bij gewone es) (Baeté et al., 2003). De hoogste windvalpercentages worden waargenomen bij schietwilg (29,2 %), Amerikaanse vogelkers (25,4 %), grauwe abeel (25,4%) en Canadapopulier (17,9%). Alhoewel zomereik 32,6% van alle windvalbomen vertegenwoordigt, vertoont ze een laag windvalpercentage (5,5%). Gewone es blijkt in het Walenbos de meest windvaste soort (0,21% windval).

Uit internationaal Europees onderzoek blijken naaldhoutbestanden met fijnspar en douglas spar windvalgevoelig te zijn (Zebisch et al., 2005) evenals homogene beukenbestanden, berken- en populierenbestanden. In het algemeen gelden wintergroene (naald)bomen gevoeliger aan winterstormen te zijn (Nabuurs & Hommel, 2007)

Verwacht

Aangezien stormen kunnen leiden tot grootschalige schade aan bossen door windworp en windbreuk, vormen zij in het kader van een klimaatwijziging echter een belangrijke element. In verschillende landen wordt een toename van de windsnelheden tijdens de winter voorspeld (Read et al., 2009). Er worden zowel een hogere frequentie als intensiteit van stormen verwacht.

Externe verstoringen kunnen gunstig zijn voor de verjonging en structuurvariatie van bossen. Pionierboomsoorten zoals berk en lijsterbes kunnen hiervan profiteren. Oude bomen en veteranenbomen kunnen verloren gaan, evenals de hieraan gebonden gespecialiseerde fauna (invertebraten, bv. vliegend hert) en fungi (NE & RSPB, 2014).

Maar ook bij een ongewijzigd windklimaat, kan klimaatwijziging het risico op windschade doen stijgen. De voorspelde toename van de neerslag tijdens de winter zal leiden tot meer frequente en langdurige periodes van waterverzadiging in de bodem, wat resulteert in een verminderde stabiliteit en een kleinere weerstand van de bomen tegen stormwind. Dit werd ook in Walenbos aangetoond (Baeté et al., 2003): De grondwaterstand blijkt in het Walenbos een significante invloed te hebben op het windvalpercentage. Het hoogste windvalpercentage wordt waargenomen op plaatsen waar de gemiddelde waterstand het hoogst is. Er kan worden afgeleid dat in het Walenbos de gemiddelde grondwatertafelstand de grootste impact heeft op het voorkomen van windval (in vergelijking met de hoogste en laagste grondwaterstanden en het hoogste grondwaterstandenverschil).

Ook de toename van de bladoppervlakte als gevolg van hogere CO₂-concentraties, evenals een langer groeiseizoen voor loofboomsoorten (cf. fenologie), zullen het risico op windschade doen stijgen.

Tot nu toe blijven de voorspellingen van eventuele wijzigingen in het windklimaat echter zeer onzeker.

4.7.3.7 Risico op ziektes en plagen

Waargenomen

Er zijn tot nu toe weinig aanwijzingen gevonden dat het voorkomen en de omvang van insectenaantastingen en schimmelziekten in bossen rechtstreeks door de klimaatwijziging worden beïnvloed. In sommige regio's in de wereld wordt echter wel een verband gevonden tussen klimaatwijziging en wijzigingen in het verspreidingsgebied van pestsoorten, bv. southern pine beetle in het zuidoosten van de V.S., waarvan het verspreidingsgebied verder noord- en westwaarts is uitgebreid na een stijging van de minimum wintertemperatuur (Read et al., 2009).

Tijdens de voorbije decennia werden in heel wat landen niet-inheemse plantenziekten en pestsoorten onvrijwillig geïntroduceerd via mondiaal transport van planten en plantaardige producten. Verschillende hiervan hebben zich succesvol kunnen vestigen, vaak vanuit warmere streken, en veroorzaken aanzienlijke schade aan boomsoorten, die vaak niet over een adequaat verdedigingsmechanisme tegen de nieuwkomers beschikken bv.: *Cameraria ohridella*, *Pseudomonas syringae* pv. *Aesculi*, *Phytophthora ramorum*, *Dothistroma spec.*

Verwacht

Het fijne evenwicht dat bestaat tussen aantasters en ziekteverwekkers, waardplanten en natuurlijke vijanden, maakt het voorspellen van veranderingen in de invloed van insecten en schimmels op bossen zeer moeilijk. Op basis van de huidige kennis kunnen echter wel enkele algemene uitspraken gedaan worden: bomen onder stress (bv. droogte) zijn gevoeliger voor ziekten en aantastingen, en veel plaaginsecten, die nu in onze bossen schade veroorzaken, zullen waarschijnlijk profiteren van de voorspelde klimaatwijziging, door een daling van de wintersterfte en door een toegenomen activiteit (Straw, 1995 in: Read et al., 2009). Niet alle onderzoekers zijn het echter eens met deze laatste voorspelling en stellen dat het risico op wintermortaliteit juist zal toenemen. Doordat er minder sneeuw zou vallen, wordt ook de isolerende werking van de sneeuwlaag beperkt en stijgt het risico op sterfte door winterkoude.

De voorspelde daling van de neerslaghoeveelheid in de zomer is niet alleen gelinkt aan het optreden van droogtestress bij bomen, maar ook aan veranderingen in voedingswaarde van bladeren, naalden of bast, waardoor ze aantrekkelijker of juist minder aantrekkelijk kunnen worden voor aantasters. Het toegenomen risico op bosbranden en grootschalige stormschade als gevolg van klimaatwijziging leidt tot een verhoogd aanbod aan broedbiotoop voor verschillende bast- en ambrosiakevers (Långström, 1984; Fernandez, 2006, in: Read et al., 2009). Tabel 31 geeft voor enkele belangrijke insectensoorten een inschatting van het risico op toenemende schade aan bossen als gevolg van klimaatwijziging.

Read et al. (2009) verwachten dat vooral bladluizen, bastkevers, bladwespen, snuitkevers en vlinders waarvan de rupsen in hout leven zullen toenemen.

Bastkevers behoren tot de belangrijkste potentiële schadeverwekkers in bossen, enerzijds omdat ze volwassen bomen aantasten maar ook omdat ze tijdens hun booractiviteiten schadelijke schimmels kunnen introduceren. Meer frequente droogteperiodes tijdens de zomer leiden niet alleen tot directe schade en sterfte van bomen, maar zijn ook aanleiding tot verzwakking van potentiële waardplanten, waardoor ze gevoeliger worden voor insectenaantastingen.

Tabel 31: Risico op toenemende schade aan bossen door insecten als gevolg van klimaatwijziging (Read et al., 2009).

Soort	Wetenschappelijke naam	Waard	Risico
Grote dennensnuitkever	<i>Hylobius abietis</i>	den	hoog
Dennenscheerder	<i>Tomicus piniperda</i>	den	hoog
Eikenprachtkever	<i>Agrilus biguttatus</i>	eik	hoog
Beukenstamluis	<i>Cryptococcus fagisuga</i>	beuk	laag
Kleine wintervlinder	<i>Operophtera brumata</i>	eik	matig
Eikenprocessierups	<i>Thaumetopoea processionea</i>	eik	hoog
Plakker	<i>Lymantria dispar</i>	eik	laag
Rode dennenbladwesp	<i>Neodiprion sertifer</i>	den	laag

Indirecte effecten ontstaan omdat bomen lijden onder droogtestress, waardoor ze gevoeliger worden voor secundaire infecties. Verhoogde stormactiviteit kan tot meer verwondingen aan bomen leiden, die kunnen fungeren als invalspoorten voor schimmelinfecties.

4.7.4 Effect op ecosysteemdienst houtproductie

Onder de ecosysteemdienst 'houtproductie' wordt in dit rapport verstaan : de capaciteit van een vegetatie (bv. gesloten bosbestand) of landschapselement (bomenrij, boomrijke tuin, houtkant...) om op recurrente wijze (dus uitgedrukt in m³/ ha en per jaar) 'bruikbaar hout' te leveren (Vandekerckhove et al., 2014). Onder 'bruikbaar hout' wordt bedoeld hout dat een directe nutsfunctie vervult. Dit kan zijn onder de vorm van basisgrondstof voor industriële verwerking alsook voor de productie van energie onder de vorm van brandhout.

Het geheel van de ecosysteemdienst houtproductie is het resultaat van biologische processen (boomgroei, houtkwaliteit en mortaliteit), van technische aspecten (exploitatie, oogst) en economische aspecten (vermarketing). Bepaalde elementen van biodiversiteit kunnen deze ecosysteemdienst ondersteunen (bv. bodemorganismen die deel uitmaken van het voedselweb, boomsoorten), of belasten (meestal ziekteorganismen).

4.7.4.1 Relevante abiotische drivers

Driver	Proces	Effect
CO ₂ -stijging	bemestende functie	meer groei
	beïnvloeden van fysiologie	minder respiratie grotere bladoppervlakte
Stijging gemiddelde temperatuur	langer groeiseizoen	meer groei
	verhoogd vorstrisico	schade, minder groei
	gebrek aan koude dormantieperiode	moeilijker verjonging
Warmere zomertemperatuur	droogte	minder groei
Minder neerslag in de zomer		beschadiging

4.7.4.2 Directe klimaateffecten op deelaspecten van houtproductie

4.7.4.2.1 Effecten op het groeiproces

Waargenomen effect

Uit dendrochronologisch onderzoek aan het einde van vorige eeuw bleek een toegenomen groei in Europese bossen (Spiecker et al., 1996; Broadmeadow et al., 2009). Deze studies richten zich echter vaak op de groei van naaldbomen, en minder op loofbomen (Broadmeadow et al., 2009). In Engelse studies werd deze sterkere groei voor dezelfde periode niet aangetoond, wat leidde tot de hypothese dat de sterkere groei minder te wijten was aan klimaatverandering, maar vooral aan stikstofdepositie en bosbeheer (Broadmeadow et al., 2009; Zebisch et al., 2005).

Recenter werd in Engeland in oude beukenbestanden toch een stijgende groei gevonden sinds de jaren '70 (Broadmeadow et al., 2009). Daarbij werd een positieve invloed gevonden van milde lentetemperaturen en een hoger dan gemiddelde zomerneerslag. Een lager dan gemiddelde zomerneerslag leidde tot groeireducties. In dit onderzoek werden responsverschillen gevonden naargelang de standplaats.

Bovendien merkt men in de studie van Sanders et al. (in Broadmeadow et al., 2009) dat er sinds de millenniumwisseling een afname van groei is. Deze wordt gerelateerd aan de interactie met meer frequente mastjaren. Maar ook Settele et al. (2014) menen dat er aanwijzingen zijn om aan te nemen dat het stimulerend effect van 'global warming' en verhoogde CO₂-gehalten op boomgroei in veel regio's al gepiekt heeft.

In recent Vlaams onderzoek werd voor het eerst het verband gelegd tussen de groeiwijzigingen van dominante bomen (zomereik, beuk, grove den) en klimaat, atmosferische CO₂ en troposferisch ozon, stikstofdepositie, standplaatskwaliteit en bestandsstructuur (Kint et al., 2012). Voor eik werd gedurende de 20ste eeuw een groeistijging vastgesteld; voor beuk een stijging tot de jaren '60, vervolgens ging de groei achteruit. Bij grove den werd dergelijke trend niet vastgesteld. De groei van eik en beuk kon aan klimaatfactoren gekoppeld worden, er werd eveneens een negatieve koppeling met stikstofdepositie vastgesteld.

Verwacht effect

De effecten van klimaatverandering op de boomgroei en de mogelijkheden voor houtproductie situeren zich op verschillende deelaspecten (Capioli et al., 2012). Voor wat betreft de boomgroei, zijn er effecten door klimaatverandering te verwachten die positief zijn, zoals stijging van CO₂ en temperatuur. Deze groeistijgingen zijn

niet oneindig: ze zijn er, tot zolang andere standplaatsfactoren niet limiterend werken. Zomerdroogte wordt verwacht als negatief effect van klimaatwijziging op de boomgroei. Tevens kan groeivermindering of sterfte optreden door een toename aan ziektes en aantastingen van bomen.

De **toename van de CO₂-concentratie** in de lucht heeft een theoretisch rechtstreeks positief effect op de productiviteit (zogenaamde 'carbon-fertilisation'), wat het groeipotentieel gunstig beïnvloedt (zie o.a. Campioli et al., 2010; Campioli et al., 2012). Dit bemestend effect berust op een verhoging van de fotosynthetische activiteit en een verbetering van de effectiviteit van het waterverbruik (Zebisch et al., 2005)

De meeste studies bij het opkomen van het klimaatwijzigingsverhaal onderzochten het effect van een toename van CO₂ in gecontroleerde omstandigheden. Dit gebeurde omwille van praktische redenen op jonge bomen. Uit de analyse van deze studies bleek een verwachte gemiddelde productiestijging van 23% bij een verdubbeling van het pre-industrieel CO₂ gehalte. Inmiddels blijkt dat het groeistimulerend effect voor oudere bomen niet zo spectaculair zal zijn. (Broadmeadow et al., 2009). Karnosky et al. (2007) analyseerden alle FACE-experimenten en kwamen tot een algemene stijging van bosproductiviteit, maar stelden een zeer grote variatie vast naargelang genotype, leeftijd, klimaat, luchtverontreiniging en nutriëntenbeschikbaarheid.

Omwille van de atmosferische depositie en bodembemesting van het vroegere landgebruik in een groot deel van de bossen in Vlaanderen verwachten Campioli et al. (2011) dat de nutriëntenvoorraden voldoende zullen zijn om de productiviteitsverhoging door hogere CO₂-concentratie te kunnen volgen. Droogte zal voor gevoelige soorten en op droge standplaatsen limiterend zijn.

Modelmatige berekeningen voorspellen **een stijging van de ozonverontreiniging** in de loop van de 21ste eeuw (NEGAP, 2001; Royal Society, 2008 in: Read et al., 2009). In tegenstelling tot de meeste andere polluenten veroorzaakt ozon rechtstreekse schade aan de bladeren van bomen, waarin het binnendringt via de huidmondjes. Daar veroorzaakt het een versnelde veroudering en het lokaal afsterven van cellen in weefsels, die instaan voor de fotosynthese. Dit resulteert in een afname van het chlorofylgehalte in de bladeren (vergeling) en in een verminderde fotosynthese. Dit laatste leidt tot groeireducties, een fenomeen dat zich trouwens ook nu al voordoet in het huidige ozonklimaat.

De noodzaak om celschade door ozon te herstellen, leidt tot veranderingen in de koolstofopslag, wat op zijn beurt kan leiden tot een verminderde wortelbiomassa. Hierdoor kan ozonschade ook leiden tot een verhoogde droogtegevoeligheid. Als gevolg van ozonschade worden de huidmondjes in de bladeren bovendien niet of onvoldoende gesloten, waardoor een reguleringsmechanisme (verdedigings-) van de boom tegen sterke verdamping beperkt of zelfs uitgeschakeld wordt. Verschillende analyses hebben ook een verband aangetoond tussen blootstelling aan ozon en groei en vitaliteit van bossen.

Modelberekeningen voorspellen zelfs een verdubbeling ervan tegen het einde van de 21ste eeuw. De huidige ozonconcentraties hebben nu al een impact op bosvitaliteit en –groei, in sommige jaren leiden ze bij gevoelige boomsoorten in het Verenigd Koninkrijk tot een groeireductie tot 10%. Een verdere stijging van de ozonachtergrondconcentraties is dus – niet alleen vanuit dit oogpunt - zeker te vermijden (Read et al., 2009).

Een **toename van de gemiddelde temperatuur** zorgt voor een langer groeiseizoen (zie hoger). Dit heeft dus een positief effect op de groei, op voorwaarde dat de waterlevering voldoende gegarandeerd is. En aan een bepaald optimum, verhoogt een hogere temperatuur ook de fotosynthesecapaciteit (Zebisch et al., 2005).

De verwachte toename van temperatuurextremen (lange hete periodes in de zomer) kan wel leiden tot vitaliteitsverlies en zelfs sterfte en heeft dus een negatief effect op de houtproductie (Campioli et al., 2009). Het is onduidelijk welk effect de overhand heeft. Dus of de balans positief of negatief is. Het effect zelf neemt in alle geval toe. Bij een gemiddelde temperatuurstijging van meer dan 2 °C overwegen bij inheemse boomsoorten vaak de negatieve effecten (Zebisch et al., 2005).

Watervoorziening

Massu en Landmann (2011) voorzien voor de Franse bossen vanaf 2050 een sterke productiviteitsdaling ten gevolge van zomerdroogte.

Voor veel bossen in alluviale gebieden betekent een toename in frequentie van extreme neerslag en piekneerslagen een hogere overstromingsfrequentie. Eventuele schade, groeivermindering of sterfte door overstroming is sterk

afhankelijk van de boomsoort, de frequentie, de periode (groei-eizoen of winter) en de tijdsduur van de overstroming (voor details: zie De Nocker et al., 2007). Voor de houtproductie in actuele bossen en houtige vegetaties in alluviale en overstromingsgebieden zal een verdere toename van de overstromingsfrequentie eventueel zorgen voor groeivermindering. In De Nocker et al. (2007) werd vastgesteld dat het hier vaak om populierenbossen gaat. Deze hebben houtproductie tot doel, dus een verhoging van de overstromingsfrequenties en –duur zal een duidelijk negatieve impact hebben op de houtproductiefunctie.

Anderzijds wordt indirect meer houtproductie verwacht in het kader van maatregelen voor waterberging. Aangezien in functie van het opvangen van piekdebieten in waterlopen meer ruimte wordt voorzien voor waterberging, en deze gronden minder geschikt worden voor landbouw (o.a. wegens polluenten in het overstromingswater), zal een deel van deze ruimte ook kunnen bebost worden of spontaan naar bos evolueren, en dus hout produceren.

4.7.4.2.2 Mortaliteit door extreme events

In alinea 4.7.3.6 hierboven wordt hier dieper op ingegaan. In deze alinea trachten we een indicatie te geven van het effect van dit fenomeen op de houtproductie

Hogere temperaturen en zomerdroogte leiden tot een verhoogd risico op brand. Dennenbossen op droge gronden zijn gevoelig aan brand, met vernietiging van de houtvoorraad tot gevolg. Op dit moment is de houtopbrengst uit dennenbossen erg belangrijk. Er wordt dus een groot deel van de houtvoorraad potentieel bedreigd door brand.

Zeker een toename van windsnelheden tijdens het winterseizoen, dat natter zal zijn, heeft effecten op de stabiliteit van bossen op windvalgevoelige standplaatsen (vaak nattere standplaatsen). Deze extreme klimaateffecten zijn erg moeilijk te voorspellen; een raming van de schade aan de houtproductie is dat nog meer. Wel kan aangegeven worden welke bossen hiervoor gevoelig zijn. In Vlaanderen zijn vooral homogene beukenbossen gevoelig aan windval. Populier, en dan vooral bij verhoogde grondwatertafel in de winter, is ook eerder windvalgevoelig.

Massu & Landmann (2011) rapporteren over de economische schade bij de laatste grote stormen. Deze schade was niet direct gerelateerd aan de intensiteit van de storm, maar had meer te maken met boomsoort, boomhoogte en de verzadiging van de bodem.

4.7.4.2.3 Houtkwaliteit

Hogere temperaturen leiden vaak tot meer takkigheid en tot het vormen van meer Sint-Janslot.

Een versnelde groei (door hogere temperaturen) of een tragere groei (door droogte) heeft effect op de houtkwaliteit via de houtdensiteit. Dit effect verschilt voor ringporig hout en diffuusporig hout.

De voorspelde verhoogde windsnelheden en stormen leiden tot een groter aandeel reactiehout en slechtere stamvorm.

Ziektes en vorstschade leiden vaak tot beschadigingen van de eindknop of topscheut en hebben dus een effect op de boomarchitectuur.

4.7.4.2.4 Exploiteerbaarheid

Het is niet omdat er meer boomgroei is, dat deze ook kan gevaloriseerd worden als houtproductie. Met name het te verwachten klimaateffect 'hogere neerslag in de winter' kan in valleigebieden zorgen voor hogere waterstanden. De combinatie met het voorkomen van zachtere winters maakt exploitatie moeilijker: het is nu immers vaak zo dat in natte gebieden met exploitatie gewacht wordt tot het hard vriest zodat men, zonder de bodem te kwetsen, over de bevroren bodem kan exploiteren. Met de te verwachten hogere temperaturen en hogere winterneerslag zullen de exploitatie-omstandigheden voor de bij ons gebruikelijke winterexploitaties in natte gebieden verslechteren.

4.7.4.2.5 Socio-economische processen

Stormen en windval, hebben bovendien ook economische effecten op de ecosystemedienst houtproductie: wanneer er veel windvalhout is, is er een tijdelijk hoger aanbod aan hout waardoor de prijzen zakken.

Het wijzigen van het boomsoortenpallet heeft volgens Hanewinkel et al. (2013) een grote economische impact: zij zien de gemiddelde economische waarde van Europese bosgebieden met gemiddeld 28% dalen tegen het einde van de 21ste eeuw.

4.7.4.3 *Indirecte klimaateffecten*

Indirect zijn er ook effecten van klimaatwijziging op de ecosysteemdienst houtproductie doordat er effecten zijn op de ondersteunende of belastende biodiversiteit.

4.7.4.3.1 Boomsorten

Boomgroei, maar ook de mogelijkheid tot adaptatie aan wijzigende klimaatomstandigheden is o.a. afhankelijk van de boomsoort en de genetische kwaliteit.

Effecten van de temperatuur op de houtkwaliteit zijn boomsoortafhankelijk. Zo wordt de dichtheid van het hout van grove den weinig tot niet beïnvloed door hogere temperaturen en drogere zomers. Bij eik leidt dat tot hogere dichtheid van het hout.

Ook de droogteresistentie varieert sterk per boomsoort. In Tabel 30 kunnen we zien dat in Vlaanderen vooral beuk en zomereik droogtegevoelig geacht worden, terwijl de grove den dat veel minder is.

In Engeland berekenden Broadmeadow et al. (2009) wat dergelijke geschiktheid kan betekenen in termen van productie (zie Tabel 32)

Tabel 32. Standplaatsgeschiktheid voor Zuid-Engeland voor een aantal loofboomsoorten, gemodelleerd met de Ecological Site Classification (temperatuur en vocht) voor verschillende klimaatscenario's. Het cijfer geeft de verwachte productiviteit van de boomsoort weer relatief ten opzichte van het maximum bereikbaar in de UK (Bron: Broadmeadow, 2009)

Key: ■ Very suitable (>70%) ■ marginal (40–50%) ■ unsuitable (less than 30%) ■ Suitable (50–70%) ■ poor (30–40%)

	Suitability			
	Southeast England			
	Baseline	2050 Low	2050 High	2080 High
Broadleaves				
Alder (<i>Alnus glutinosa</i>)	0.56	0.62	0.28	0.25
Ash (<i>Fraxinus excelsior</i>)	0.61	0.64	0.52	0.38
Aspen (<i>Populus tremula</i>)	0.65	0.69	0.45	0.38
Beech (<i>Fagus sylvatica</i>)	0.67	0.64	0.46	0.15
Downy birch (<i>Betula pubescens</i>)	0.39	0.38	0.16	0
Norway maple (<i>Acer platanoides</i>)	0.64	0.71	0.63	0.66
Pedunculate oak (<i>Quercus robur</i>)	0.63	0.68	0.56	0.37
Poplar (<i>Populus</i> spp.)	0.66	0.63	0.45	0.02
Rauli (<i>Nothofagus procera</i>)	0.38	0.46	0.23	0
Roblé beech (<i>Nothofagus obliqua</i>)	0.6	0.66	0.35	0.21
Silver birch (<i>Betula pendula</i>)	0.56	0.63	0.46	0.41
Sessile oak (<i>Quercus petraea</i>)	0.57	0.59	0.44	0.27
Sweet chestnut (<i>Castanea sativa</i>)	0.48	0.61	0.57	0.67
Sycamore (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	0.65	0.53	0.35	0.16
Wild cherry (<i>Prunus avium</i>)	0.75	0.72	0.63	0.25
Wych elm (<i>Ulmus glabra</i>)	0.61	0.44	0.21	0.00

4.7.4.3.2 Ziektes

Zie ook (4.7.3.7)

Stijging van de CO₂-concentraties interageren met insectenaantastingen:

- door de toename van de concentraties aan oplosbare koolwaterstoffen in het plantensap;
- hogere concentraties aan secundaire metabolieten, waarvan sommige een effect hebben op vretende insecten.

4.7.4.4 Samenvattend

Bij het onderzoek van groeiveranderingen is het moeilijk om effecten van leeftijd, beheer, klimaat, N-depositie enz. van elkaar te onderscheiden (Kint et al., 2012):

- Voorraadstijging in Europese bossen is vooral leeftijdgerelateerd, en stilaan is de stagnatie in zicht (of zelfs lichte daling)
- Individuele boomgroei i.f.v. klimaat vertoont voor verschillende soorten (en na correctie voor standplaats, leeftijd, enz.) een verschillend patroon: stijgend voor zomereik, dalend voor beuk, geen wijziging voor den.

- Bestandsaanwas i.f.v. klimaat: effect is zeer moeilijk eenduidig vast te stellen door te veel interactie met beheer.

Zowel een nutriëntentoeename als de klimaatverandering hebben dus zowel positieve als negatieve effecten op het groeipotentieel. In hoeverre de positieve dan wel de negatieve effecten overheersen zal sterk afhankelijk zijn van de lokale omstandigheden en de boomsoort. Niettemin stellen verschillende bronnen (Spiecker, 1999; Mantau et al. 2010) dat de gemiddelde groeikracht van Europese (resp. Duitse bossen) significant is toegenomen de laatste decennia. Volgens Spiecker (1999) is dit hoger oogstpotentieel wel degelijk te danken aan het gezamenlijk effect van de verhoogde CO₂-concentratie in de lucht, een langer groeiseizoen en de depositie van nutriënten.

Voor Vlaanderen kan een dergelijke verhoogde aanwas pas gekwantificeerd wanneer meerdere heropnames van de Vlaamse bosinventaris beschikbaar zijn.

5 Referenties

- Acreman M.C., Blake J.R., Booker D.J., Harding R.J., Reynard N., Mountford J.O., Stratford C.J. (2009). A simple framework for evaluating regional wetland ecohydrological response to climate change with case studies from Great Britain. *Ecohydrology* 2(1): 1-17.
- Adrian R., Walz N., Hintze T., Hoeg S., Rusche R. (1999). Effects of ice duration on plankton succession during spring in a shallow polymictic lake. *Freshwater Biology* 41: 621-632.
- Ainsworth E.A., Davey P.A., Hymus G.J., Osborne C.E., Rogers A., Blum H., Nosberger J., Long S.E. (2003). Is stimulation of leaf photosynthesis by elevated carbon dioxide concentration maintained in the long term? A test with *Lolium perenne* grown for 10 years at two nitrogen fertilization levels under Free Air CO₂ Enrichment (FACE). *Plant, Cell & Environment* 26: 705–714.
- Albertson K., Aylen J., Cavan G., McMorrow J. (2011). Climate change and the future occurrence of moorland wildfires in the Peak District of the UK. *Climate Research* 45(1):105.
- Allard V., Robin C., Newton P.C.D., Liefvering M., Soussana J.F. (2006). Short and long-term effects of elevated CO₂ on *Lolium perenne* rhizodeposition and its consequences on soil organic matter turnover and plant N yield. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1178–1187.
- Allen J.R.L. (2000) Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19: 1155-1231.
- Andersen T., Pedersen O., Andersen F.Ø. (2005). Nutrient concentrations in a *Littorella uniflora* community at higher CO₂ concentrations and reduced light intensities. *Freshwater Biology* 50: 1178-1189.
- Andresen L.C., Michelsen A., Jonasson S., Schmidt I.K., Mikkelsen T.N., Ambus P., Beier C. (2010) Plant nutrient mobilization in temperate heathland responds to elevated CO₂, temperature and drought. *Plant & Soil* 328: 381-396.
- Arens S.M., Geelen L., van der Hagen H., Slings Q.L. (2007). Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen; kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport fase 1. RAP2007.02 in opdracht van Waternet, DZH en PWN.
- Arnell N.W., Halliday S.J., Battarbee R.W., Skeffington R.A., Wade A.J. (2015). The implications of climate change for the water environment in England. *Progr. Phys. Geogr.* 39: 93–120.
- Arts G.H.P., Brouwer E., Smits N.A.C. (2012a) Herstelstrategie H3130: zwakgebufferde vennen. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D., Beije H.M., red., Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel 2. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw, p. 347-364.
- Arts G.H.P., Brouwer E., Smits N.A.C. (2012b) Herstelstrategie H3110: zeer zwakgebufferde vennen. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D., Beije H.M., red., Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel 2. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw, p. 331-348.
- Badeck F.W., Bondeau A., Böttcher K., Doktor D., Lucht W., Schaber J., Sitch S. (2004). Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162(2):295–309
- Baeté, H. L. De Keersmaeker, R. Walley, P. Van de Kerckhove, B. Christiaens, M. Esprit, Vandekerckhove K. (2003) Monitoring van kernvlakte en transecten in het Vlaams Natuurreservaat Walenbos. Basisrapport: situering, standplaats, historiek en onderzoek. IBW Bb 03.014
- Baldwin D.S., Mitchell A.M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river–floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers-Research & Management* 16: 457–467.
- Banaszuk P., Kamocki A. (2008). Effects of climatic fluctuations and land-use changes on the hydrology of temperate fluvio-genous mire. *Ecological Engineering* 32:133-146.

- Bannink A., Slootweg T. (2015). Jaarrapport 2014. De Maas. RIWA – Vereniging van Rivierwaterbedrijven Sectie Maas, Maastricht.
- Bartholomeus R.P. (2010). Moisture matters : climate-proof and process-based relationships between water, oxygen and vegetation [PhD]: VU Amsterdam. 128 p.
- Battarbee R.W., Kernan M., Livingstone D.M., Nickus U., Verdonschot P., Hering D., Moss B., Wright R.F., Evans C.D., Grimalt J.O., Johnson R.K., Maltby E., Linstead C., Skeffington, R.A. (2008). Freshwater ecosystem responses to climate change: the Euro-limpacs project. In: Quevauviller P., Borchers U., Thompson C., Simonart T., eds, The Water Framework Directive — Ecological and chemical status monitoring. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, p. 313-354.
- Beaulieu M., Pick F., Gregory-Eaves I. (2013). Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology & Oceanography* 58: 1736–1746.
- Beebee T. J. C. (1995). Amphibian breeding and climate. *Nature* 374: 219–220.
- Beck J.J., Hernandez D.L., Pasari J.R. & Zavaleta E.S. (2015). Grazing maintains native plant diversity and promotes community stability in an annual grassland. *Ecological Applications* 25: 1259-1270.
- Beije H., Bal D., Smits N.A.C., Smolders A.J.P., Kemmers R.H. (2012a) Effecten van voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D., Beije H.M., red., *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel 1.* Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw, p. 99-109.
- Beije H.M., van Dort K., Horsthuis M.A.P., de Mars H., Smits N.A.C. (2012b) *Herstelstrategie H7220: kalktufbronnen.* In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D., Beije H.M., red., *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel 2.* Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw, p. 753-763.
- Beltman B., Willems J. H., Güsewell S. (2007). Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18: 625–634.
- Berry P.M., Dawson T.P., Harrison P.A., Pearson R.G. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography* 11: 453– 462.
- Berry P.M., Jones A.P., Nicholls R.J. & Vos C.C. (2007). Assessment of the vulnerability of terrestrial and coastal habitats and species in Europe to climate change, Annex 2 of Planning for biodiversity in a changing climate – BRANCH project Final Report, Natural England, UK.
- Bertness M.D., Wikler K., Chatkupt T.O.M. (1992). Flood tolerance and the distribution of *Iva frutescens* across New England salt marshes. *Oecologia* 91: 171-178.
- Besse-Lototskaya A.A., Geertsema W., Griffioen A.J., van der Veen M., Verdonschot P.F.M. (2011). *Natuurdoelen en klimaatverandering : "State-of-the-Art".* Wageningen, Alterra, rapport 2135, 156 p.
- Beumer V. (2009). Winter flooding in Dutch stream valley floodplains: biogeochemical effects and vegetation consequences. Thesis Utrecht University.
- Beumer V., van Wirdum G., Beltman B., Griffioen J., Grootjans A.P., Verhoeven J.T.A. (2008). Geochemistry and flooding as determining factors of plant species composition in Dutch winter-flooded riverine grasslands. *Science of the Total Environment* 402: 70-81.
- Blaustein A.R., Walls S.C., Bancroft B.A., Lawler J.J., Searle C.L. & Stephanie S. Gervasi S.S. (2010). Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity* 2: 281-313.
- Blenckner T. (2005). A conceptual model of climate-related effects on lake ecosystems. *Hydrobiologia* 533: 1-14.
- Bloomfield J.P., Williams R.J., Goody D.C., Cape J.N., Guha P. (2006). Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater - a UK perspective. *Science of the Total Environment* 369: 163-177.

- Bobbink R., Bal D., Smits N.A.C., Smolders A.J.P. (2012). Biogeochemische mechanismen in natte ecosystemen. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D., Beije H.M., red., Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel 1. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw, p. 83-98.
- Both C., Bouwhuis S., Lessells C.M. & Visser M.E. (2006). Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441: 81-83.
- Both C. & Visser M.E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrate bird. *Nature* 411: 296-299.
- Botkin D.B., Saxe H., Araújo M.B., Betts R., Bradshaw R.H.W., Cedhagen T., Chesson P., Dawson T.R., Etterson J.R., Faith D.R., Ferrier S., Guisan A., Skjoldborg Hansen A., Hilbert D.W., Loehle C., Margules C., New M., Sobel M.J., Stockwell D.R.B. (2007). Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. *BioScience* 57 : 227-236
- Breeuwer A., Heijmans M.M.P.D., Robroek B.J.M., Berendse F. (2008a). The effect of temperature on growth and competition between Sphagnum species. *Oecologia* 156:155-167.
- Breeuwer A., Heijmans M.M.P.D., Robroek B.J.M., Limpens J., Berendse F. (2008b). The effect of increased temperature and nitrogen deposition on decomposition in bogs. *Oikos* 117:1258-1268.
- Breeuwer A., Robroek B.J.M., Limpens J., Heijmans M.M.P.D., Schouten M.G.C., Berendse F. (2009). Decreased summer water table depth affects peatland vegetation. *Basic and Applied Ecology* 10:330-339.
- Bridgham S.D., Johnston C.A., Pastor J., Updegraff K. (1995). Potential feedbacks of northern wetlands on climate-change - An outline of an approach to predict climate-change impact. *Bioscience* 45:262-274.
- Broadmeadow, M., M.D. Morecroft and J.I.L. Morison. 2009. Observed impacts of climate change on UK forests to date. In: Read, D.J., et al. 2009. Combating climate change – a role for UK forests.
- Brotherton S.J. & Joyce C.B. (2015). Extreme climate events and wet grasslands: plant traits for ecological resilience. *Hydrobiologia* 750: 229–243.
- Brouwer E., van Kleef H., van Dam H., Loermans J., Arts G., Belgers D. (2009). Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Brouwer, E., Lucassen E., Smolders A., Roelofs J. (2008). Vennen kunnen verzuipen. *H₂O* 41: 35-37.
- Brown D.A. (1998). Gas production from an ombrotrophic bog - Effect of climate change on microbial ecology. *Climatic Change* 40:277-284.
- Brucet S., Boix D., Nathansen L.W., Quintana X.D., Jensen E., Balayla D., Meerhoff M., Jeppesen E. (2012). Effects of temperature, salinity and fish in structuring the macroinvertebrate community in shallow lakes: implications for effects of climate change. *PLoS ONE* 7: e30877. doi:10.1371/journal.pone.0030877.
- Burkle, L. A., and R. Alarcón. 2011. The future of plant–pollinator diversity: Understanding interaction networks across time, space, and global change. *American Journal of Botany* 98: 528-538.
- Cabezas A., Gelbrecht J., Zak D. (2013). The effect of rewetting drained fens with nitrate-polluted water on dissolved organic carbon and phosphorus release. *Ecological Engineering* 53:79-88.
- Callebaut J., De Bie E., De Becker P., Huybrechts, W. (2007). NICHE-Vlaanderen, SVW, 1-7. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek . 2007(3). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Campioli M., Vincke C., Jonard M., Kint V., Demarée G. and Ponette Q. (2012). Current status and predicted impact of climate change on forest production and biogeochemistry in the temperate oceanic European zone: review and prospective for Belgium as a case study. *Journal of Forest Research* 17: 1-18.
- Campioli, M., Q. Ponette, C. Vincke, M. Jonard, C. Laurent, D. Marchal, K. Verheyen, 2009. Expected Climate Change and options for European Silviculture. Country report Belgium. COST action FP0703 – ECHOES

- Cañedo-Argüelles M., Kefford B.J., Piscart C., Prat N., Schäfer R.B., Schulz C.-J. (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173: 157-167.
- Cao, M. & Woodward, F.I. (1998). Net primary and ecosystem production and carbon stocks of terrestrial ecosystems and their responses to climate change. *Global Change Biology* 4: 185, 198
- Carey P.D. (2013). 5. Impacts of Climate Change on Terrestrial Habitats and Vegetation Communities of the UK in the 21st Century. Terrestrial Biodiversity climate change report card technical paper. Bodsey Ecology Limited, 36 p.
- Carvalho L., Kirika A. (2003). Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiologia* 506–509: 789–796.
- Casella E., Soussana J.F. (1997). Long-term effects of CO₂ enrichment and temperature increase on the carbon balance of a temperate grass sward. *Journal of Experimental Botany* 48: 1309–1321.
- Casparie W.A., Streefkerk J.G. (1992). Climatological, stratigraphic and palaeo-ecological aspects of mire development. In: Verhoeven J.T.A. (red.). *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, nutrient dynamics and conservation*. Dordrecht: Kluwer Academic: 81-129.
- Catford J.A., Naiman, R.J., Chambers, L.E., Roberts, J., Douglas, M. & Davies, P. (2013). Predicting Novel Riparian Ecosystems in a Changing Climate. *Ecosystems* 16: 382–400.
- Cavin L., Mountford E. P. , Peterken G. F., Jump A. S. (2013). Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology* 27: 1424–1435.
- Chytrý M., Maskell L.C., Pino J., Pyšek P., Vilà M., Font X., Smart S.M. (2008). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45:448-458.
- Clark J.M., Gallego-Sala A.V., Allott T.E.H., Chapman S.J., Farewell T., Freeman C., House J.I., Orr H.G., Prentice I.C., Smith P. (2010). Assessing the vulnerability of blanket peat to climate change using an ensemble of statistical bioclimatic envelope models. *Climate Research* 45:131-462.
- Clarke M. L. & Rendell, H. M. (2009). The impact of North Atlantic storminess on western European coasts: A review. *Quaternary International* 195: 31-41
- Clerckx, A.P.P.M., M. Didion, G.M. Hengeveld en M.J. Schelhaas, 2013. *Bosbeheer en Klimaatverandering. Resultaten van de LANDCLIM-simulaties voor de Zuidoost-Veluwe*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2438. 84 blz.;
- Cotrufo M.F., Gorissen A. (1997). Elevated CO₂ enhances below-ground C allocation in three perennial grass species at different levels of N availability. *New Phytologist* 137: 421–431.
- Cusell C., Mettrop I.S., van Loon E.E., Lamers L.P.M., Vorenhout M., Kooijman A.M. (2015). Impacts of short-term droughts and inundations in species-rich fens during summer and winter: Large-scale field manipulation experiments. *Ecological Engineering* 77: 127-138.
- Dams J., Salvadore E., Van Daele T., Ntegeka V., Willems P., Batelaan O. (2012). Spatio-temporal impact of climate change on the groundwater system. *Hydrology and Earth System Sciences* 16: 1517-1531.
- De Becker P., Hermy M., Butaye, J. (1999). Ecohydrological characterization of a ground-water fed alluvial floodplain mire. *Applied Vegetation Science* 2: 215-228.
- De Becker P. & De Bie E. (2013). Verzamelen van basiskennis en ontwikkeling van een beoordelings- of afwegingskader voor de ecologische effectanalyse van overstromingen. Brussel: Instituut voor natuur- en bosonderzoek. INBO.R.2013.6. 217 p.
- De Blust G. (2012a). Vochtige heide (4010). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (redactie) (2012). *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: habitats*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos. Uitgeverij Lannoo, 302 p.

De Blust G. (2012b). Droge heide (4030). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (redactie) (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos. Uitgeverij Lannoo, 302 p.

De Boeck H.J. & Verbeeck H. (2011). Climatic conditions of droughts. *Biogeosciences* 8: 1121-1130.

De Boeck H.J., Lemmens C.M.H.M., Gielen B., Bossuyt H., Malchair S., Carnol M., Merckx R., Ceulemans R., Nijs I. (2007). Combined effects of climate warming and plant diversity loss on above- and below-ground grassland productivity. *Environmental and Experimental Botany* 60: 95-104.

De Bruyn L. & Bauwens D. (2009). Terrestrische soorten. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009). *Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel. pp. 38-55.*

De Bruyn, L., G. De Knijf, D. Maes, and B. Van der Aa. (2007). Klimaatverandering. In Dumortier M., L. De Bruyn, M. Hens, J. Peymen, A. Schneiders, T. Van Daele, and W. Van Reeth, editors. *Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel.*

Demey, A., De Frenne, P., Verheyen, K., 2015. Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van ANB. Forest & Nature Lab, Universiteit Gent, 37 pp. + bijlagen.

De Nocker L., Joris I., Janssen L., Smolders R., Van Roy D., Vandecasteele B., Meiresonne L., Van der Aa B., De Vos B., De Keersmaecker L., Vandekerckhove K., Gerard M., Backx H., Van Ballaer B., van Hove D., Meire P., Van Huylenbroeck G., Bervoets K. (2007). Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM.: Vito, IMS. 2007/IMS/R/333. 259 p.

De Saeger S., Heutz G., Paelinckx D. & De Blust G. 7. Heiden. In: T'jollyn, F., Bosch, H., Demolder, H., De Saeger, S., Leyssen, A., Thomaes, A., Wouters, J., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. (2009). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypes, versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (46). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 326 p.

De Senerpont Domis L.N., Elser J.J., Gsell A.S., Huszar V.L.M., Ibelings B.W., Jeppesen E., Kosten S., Mooij W.M., Roland F., Sommer U., van Donk E., Winder M., Lürling M. (2013). Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology* 5 : 463-482.

De Troch, R. Giot, O., Hamdi, R., Saeed, S., Tabari, H., Teferi TAye, M., Termonia, P., Van Lipzig, N., Willems, P. (2014). Overview of a few climate models and climate scenarios for Belgium. Wetenschappelijke en technische publicatie nr 65 van het KMI.

De Vos B. & Christophe GRULOIS (2001). Natuurlijke verjonging van het Zoniënwoud. Rapport 2b. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) en Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux (CRAGx). 72 pp.

Declerck K. (red.) (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee : habitattypes : dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2007.1.

Dekoninck W., Vankerkhoven F. & Maelfait J.-P. (2003). Verspreidingsatlas en voorlopige Rode Lijst van de mieren van Vlaanderen. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2003.7, 192p.

Delarue F., Laggoun-Défarge F., Buttler A., Gogo S., Jasse V.E.J., Disnar J.-R. (2011). Effects of short-term ecosystem experimental warming on water-extractable organic matter in an ombrotrophic Sphagnum peatland (Le Forbonnet, France). *Organic Geochemistry* 42: 1016-1024.

DeLucia E.H., Nability P.D., Zavala J.A. & Berenbaum M.R. (2012). Climate Change: Resetting Plant-Insect Interactions. *Plant Physiology* 160: 1677-1685.

Demarée G., Baguis P., Deckmyn A., Debontridder L., Pinnock S., Roulin E., Willems P., Ntegeka V., Kattenberg A., Bakker A., Lenderink G., Bessembinder J. (2008). "Klimaatscenario's voor Vlaanderen", rapport voor het Instituut

voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Koninklijk Meteorologisch Instituut van België, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI) & K.U.Leuven – Afdeling Hydraulica, december 2008.

Demarée G.N. & Chuine I. (2006). A Concise History of the Phenological Observations at the Royal Meteorological Institute of Belgium. In: Actes du ESF exploratory workshop. Phenology and agroclimatology, Volos.

Demars B.O.L., Wiegand G., Harper D.M., Broering U., Brux H., Herr W. (2014). Aquatic plant dynamics in lowland river networks: connectivity, management and climate change. *Water* 6: 868-911.

Demey A., De Frenne P., Verheyen K. 2015. Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer. ForNaLab, UGent, 41 pp.

Devictor V., Julliard R., Couvet D., Jiguet F. (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 275(1652): 2743-2748.

Diaz S., Grime J.P., Harris J., McPearson M. (1993). Evidence of a feedback mechanism limiting plant response to elevated CO₂. *Nature* 364: 616-617.

Doody, J.P.. 2004. 'Coastal squeeze' – an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation* 10: 129-138, 2004

Drake B.G., González-Meler M.A., Long S.P. (1997). More efficient plants: a consequence of rising atmospheric CO₂? *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 48(1): 609-639.

Dreesen F.E., De Boeck H.J., Horemans J.A., Janssens I.A., Nijs I. (2015). Recovery dynamics and invasibility of herbaceous plant communities after exposure to experimental climate extremes. *Basic and Applied Ecology* (2015), <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2015.05.002>.

Dullinger, S. et al., 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2 : 619-622.

Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009) Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel.

Duplat P. & Roman-Amat B. 1996. Sylviculture du hêtre. In: De Vos, B., Christophe GRULOIS et al., 2001. Natuurlijke verjonging van het Zoniënwoud. Rapport 2b. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) en Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux (CRAGx). 72 pp.

Edwards F.K., Baker R., Dunbar M., Laizé C. (2012). A review of the processes and effects of droughts and summer floods in rivers and threats due to climate change on current adaptive strategies. EU FP7 REFRESH deliverable 2.14, Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford.

Ejankowski W., Lenard T. (2015). Climate driven changes in the submerged macrophyte and phytoplankton community in a hard water lake. *Limnologia* 52: 59-66.

Ellenberg H. (1991). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). In Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Werner W., Paulißen D., Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 9-166.

Eller F., Lambertini C., Nguyen L.X., Achenbach L., Brix H. (2012). Interactive effects of elevated temperature and CO₂ on two phylogeographically distinct clones of common reed (*Phragmites australis*). *AoB PLANTS* 5: pls051; doi:10.1093/aobpla/pls051

Ernst W.H.O. & Piccoli F. (1995). Fruit development and performance of *Schoenus nigricans* in coastal dune slacks of Europe: an extension of HG Baker's seed mass-altitude to a seed mass-latitude relationship. *Acta Botanica Neerlandica* 44(1):41-53.

Esselink P., Helder G.J.F., Aerts B.A., Gerdes K. (1997). The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55: 261-279.

Essl F., Dullinger S., Rabitsch W., Hulme P.E., Pysek P., Wilson J. R. U. & Richardson D. (2015). Delayed biodiversity change: no time to waste. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 375-378

- Fagúndez J. (2013). Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. *Annals of Botany* 111: 151–172.
- Feldman D. R., Collins W. D. & Gero P. J., Torn, M. S., Mlawer, E. J., Shippert, T. R. (2015). Observational determination of surface radiative forcing by CO₂ from 2000 to 2010. *Nature* 519: 339–+.
- Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K., Connor L., Heyes T., Moss B., Harvey I., Atkinson D. (2009). Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology* 46: 713–723.
- Feuchtmayr H., Moss B., Harvey I., Moran R., Hatton K., Connor L., Atkinson D. (2010) Differential effects of warming and nutrient loading on the timing and size of the spring zooplankton peak: an experimental approach with hypertrophic freshwater mesocosms. *Journal of Plankton Research* 32: 1715–1725.
- Fitter A.H., Self G.K., Brown T.K., Bogie D.S., Graves J.D., Benham D., Ineson P. (1999). Root production and turnover in an upland grassland subjected to artificial soil warming respond to radiation flux and nutrients, not temperature. *Oecologia* 120: 575–581.
- Foley B., Jones I.D., Maberly S.C., Rippey B. (2012). Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology* 57: 278–289.
- Foulds S.A., Brewer P.A., Macklin M.G., Haresign W., Betson R.E., Rassner S.M.E. (2014). Floodrelated contamination in catchments affected by historical metal mining: an unexpected and emerging hazard of climate change. *Science of the Total Environment* 476: 165–180.
- French J.R. (1993). Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 63-81.
- Fu Y.H., Campioli M., Van Oijen M., Deckmyn G., Janssens I.A. (2012). Bayesian comparison of six different temperature-based budburst models for four temperate tree species. *Ecological Modelling* 230(2012):92-100.
- Gallego-Sala A.V., Clark J.M., House J.I., Orr H.G., Prentice I.C., Smith P., Farewell T., Chapman S.J. (2010). Bioclimatic envelope model of climate change impacts on blanket peatland distribution in Great Britain. *Climate Research* 45(1):151-162.
- Gedan, K.B. & Bertness, M.D. (2009) Experimental warming causes rapid loss of plant diversity in New England salt marshes. *Ecology letters* 12: 842-848.
- George G., Hurley M., Hewitt D. (2007). The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology* 52: 1647–1666.
- Gerdeaux D. & Pont D. (2011). Écosystèmes aquatiques. In: Massu N., Landmann G., éd., *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine. Synthèse de la bibliographie*. ECOFOR, Paris, p. 104-125.
- Giardina C.P., Ryan M.G. (2000) Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404: 858–861.
- Graeber D., Goyenola G., Meerhoff M., Zwirnmann E., Ovesen N. B., Glendell M., Gelbrecht J., Teixeira de Mello F., González-Bergonzoni I., Jeppesen E., Kronvang B. (2015). Interacting effects of climate and agriculture on fluvial DOM in temperate and subtropical catchments. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 12: 135–175.
- Green R.E. (1988). Effects of environmental factors on the timing and success of breeding of common snipe *Gallinago gallinago* (Aves: Scolopacidae). *Journal of Applied Ecology* 25(1):79-93.
- Gregory R.D., Willis S.G., Jiguet F., Vorisek P., Klvanová A., van Strien A., Huntley B., Collingham Y.C., Couvet D. & Green R.E. (2009). An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *plos one* 4:e4678.
- Grime J.P. (1979). *Plant strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons, Chichester, xi+222p.

Gyselings R., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Milotić T., Van Braeckel A., Van den Bergh E. (2011). Ontwikkeling van een schorecotopenstelsel voor het Schelde-estuarium (vervolgstudie). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.31). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Haase P., Hering D., Hoffmann A., Muller R., Nowak C., Pauls S., Stoll S., Straile D. (2012). Auswirkungen auf limnische Lebensräume. In: Moosbrugger V., Brasseur G. P., Schaller M., Stribny B. (Hrsgb.) Klimawandel und Biodiversität: Folgen für Deutschland. WBG, Darmstadt, 91-105.

Hampe A. (2004). Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 13: 469-471

Hanewinkel, M. D.A. Cullmann, M.-J. Schelhaas, G.J. Nabuurs, N.E. Zimmermann. 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3, 203–207. Doi:10.1038/NCLIMATE1687.

Heijmans M.M.P.D., Arp W.J., Berendse F. (2001a). Effects of elevated CO₂ and vascular plants on evapotranspiration in bog vegetation. *Global Change Biology* 7(7):817-827.

Heijmans M.M.P.D., Berendse F. (2009). State of the art review on climate change impacts on natural ecosystems and adaptation. Wageningen: Wageningen University. KfC 009/09. 33 p.

Heijmans M.M.P.D., Berendse F., Arp W.J., Masselink A.K., Klees H., de Visser W., van Breemen N. (2001b). Effects of elevated carbon dioxide and increased nitrogen deposition on bog vegetation in the Netherlands. *Journal of Ecology* 89(2):268-279.

Heijmans M.M.P.D., Klees H., Berendse F. (2002a). Competition between *Sphagnum magellanicum* and *Eriophorum angustifolium* as affected by raised CO₂ and increased N deposition. *Oikos* 97(3):415-425.

Heijmans M.M.P.D., Klees H., de Visser W., Berendse F. (2002b). Response of a *Sphagnum* bog plant community to elevated CO₂ and N supply. *Plant Ecology* 162(1):123-134.

Heijmans M.M.P.D., Mauquoy D., van Geel B., Berendse F. (2008). Long-term effects of climate change on vegetation and carbon dynamics in peat bogs. *Journal of Vegetation Science* 19(3):307-U354.

Hering D., Carvalho L., Argillier C., Beklioglu M., Borja A., Cardoso A.C., Duel H., Ferreira T., Globevnik L., Hanganu J., Hellsten S., Jeppesen E., Kodeš V., Solheim A.L., Nöges T., Ormerod S., Panagopoulos Y., Schmutz S., Venohr M., Birk S. (2015). Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress — an introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment* 503–504: 10–21.

Hesp, P. (2002). Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology* 48: 245–268

Hoogenboom H. (2014). Aquatische ecologie. Functioneren en beheren van zoete en brakke aquatische systemen. KNNV Uitgeverij, Heist.

Hopkins K., Moss B., Gill A.B. (2011). Increased ambient temperature alters the parental care, behaviour and reproductive success of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Environmental Biology of Fishes* 90: 121-129.

Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C., Willis S.G. (2007). A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, the RSPB and Lynx Edicions, Barcelona, 521 p.

Huybrechts W., Batelaan O., De Becker P., Joris I., van Rossum P. (2000). Ecohydrologisch onderzoek waterrijke vallei-ecosystemen. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud . 2000.12

Ibelings B.W., Gsell A.S., Mooij W.M., E. van Donk, van den Wyngaert S., de Senerpont Domis L.N. (2011). Chytrid infections and diatom spring blooms: paradoxical effects of climate warming on fungal epidemics in lakes. *Freshwater Biology* 56: 754–766.

IPCC (2001). Climate Change 2001 – IPCC Third Assessment Report. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/>

IPCC (2007). Climate Change 2007, the IPCC Fourth Assessment Report.
https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html

Jentsch A., Kreyling J., Boettcher-Treschkow J., Beierkuhnlein C. (2009). Beyond gradual warming: extreme weather events alter flower phenology of European grassland and heath species. *Global Change Biology* 15: 837–849.

Jeppesen E., Brucet S., Naselli-Flores L., Papastergiadou E., Stefanidis K., Nöges T., Nöges P., Attayde J. L., Zohary T., Coppens J., Bucak T., Menezes R.F., Freitas F.R.S., Kernan M., Søndergaard M., Beklioglu M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia* 750: 201–227.

Jeppesen E., Kronvang B., Jørgensen T. B., Larsen S.E., Andersen H.E., Søndergaard M., Liboriussen L., Bjerring R., Johansson L.S., Trolle D., Lauridsen T.L. (2013). Recent climate-induced changes in freshwaters in Denmark. In: Goldman C.R., Kumagai M., Robarts R.D. (eds), *Climatic change and global warming of inland waters: impacts and mitigation for ecosystems and societies*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

Jeppesen E., Kronvang B., Meerhoff M., Søndergaard M., Hansen K.M., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Özen A., Olesen J.E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1930-1941.

Jeppesen E., Kronvang B., Olesen J. E., Audet J., Søndergaard M., Hoffmann C.C., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Larsen S.E., Beklioglu M., Meerhoff M., Özen A., Özkan Korhan (2011). Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia* 663: 1–21.

Jeppesen E., Meerhoff M., Davidson T.A., Trolle D., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Brucet S., Volta P., González-Bergonzoni I., Nielsen A. (2014). Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology* 73: 88-111.

Jeppesen E., Meerhoff M., Holmgren K., González-Bergonzoni I., Teixeira-de Mello F., Declerck S.A.J., De Meester L., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Bjerring R., Conde-Porcuna J.M., Mazzeo N., Iglesias C., Reizenstein M., Malmquist H.J., Liu Z., Balayla D., Lazzaro X. (2010) Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646: 73–90.

Jeppesen E., Mehner T., Winfield I.J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D., Rask M., Malmquist H.J., Holmgren K., Volta P., Romo S., Eckmann R., Sandström A., Blanco S., Kangur A., Stabo H.R., Tarvainen M., Ventelä A.M., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Meerhoff M. (2012). Impacts of climate warming on lake fish assemblages: evidence from 24 European longterm data series. *Hydrobiologia* 694: 1-39.

Jeuken C., Hordijk D., Ides S., Kuijper C., Peeters P., de Sonnevile B., Vanlede J. (2007). *Koploperproject LTV-O&M – Thema Veiligheid – deelproject 1. Inventarisatie historische ontwikkeling van de hoogwaterstanden in het Schelde estuarium*. WL, Delft Hydraulics, WL Borgerhout & RIKZ.

Jin L., Whitehead P.G., Futter M.N., Lu Z. (2012). Modelling the impacts of climate change on flow and nitrate in the River Thames: assessing potential adaptation strategies. *Hydrological Research* 43: 902-916.

Jobbágy E.G., Jackson R.B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10: 423–436.

Johansson E.M., Fransson P.M.A., Finlay R.D., van Hees P.A.W. (2009). Quantitative analysis of soluble exudates produced by ectomycorrhizal roots as a response to ambient and elevated CO₂. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1111–1116.

Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J., Sommeijer B., Visser P.M., Stroom J.M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14:4 95-512.

Johnson A.C., Acreman M.C., Dunbar M.J., Feist S.W., Giacomello A.M., Gozlan R.E., Hinsley S.A., Ibbotson A.T., Jarvie H.P., Jones J.I., Longshaw M., Maberly S.C., Marsh T.J., Neal C., Newman J.R., Nunn M.A., Pickup R.W., Reynard N.S., Sullivan C.A., Sumpter J.P., Williams R.J. (2009). *The British river of the future: How climate change*

and human activity might affect two contrasting river ecosystems in England. *Science of the Total Environment* 407: 4787-4798.

Jolly W.M., Cochrane M.A., Freeborn P.H., Holden Z.A., Brown T.J., Williamson G.J., Bowman D.M.J.S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications* 6:7537.

Jones (1997). *Climate Change: Implications and Role of Grasslands*. Proceeding International Grassland Congress.

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

Jongen M., Jones M.B., Hebeisen T., Blum H., Hendrey G. (1995). The effects of elevated CO₂ concentrations on the root growth of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* grown in a FACE system. *Global Change Biology* 1: 361–371.

Karjalainen T., Spiecker H., Laroussinie O.R. (eds.). (1999). *Causes and Consequences of Accelerating Tree Growth in Europe*. Proceedings of the International Seminar held in Nancy, France 14-16 May 1998. EFI Proceedings No. 27.

Karnosky D.F., Tallis M., Darbah J., Taylor G. (2007). Direct Effects of Elevated CO₂ on Forest Tree Productivity. In: *Forestry and Climate Change* [P.H. Freer-Smith, M.S.J. Broadmeadow, and M.J. Lynch (eds.)], CABI Publishing pp. 136-142.

Kattwinkel M., Kühne J.-V., Foit K., Liess M. (2011). Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications* 21: 2068–2081.

Keller J.K., White J.R., Bridgham S.D., Pastor J. (2004). Climate change effects on carbon and nitrogen mineralization in peatlands through changes in soil quality. *Global Change Biology* 10(7):1053-1064.

Kernan M., Battarbee R.W., Moss B., eds (2010) *Climate change impacts on freshwater ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford-Chichester-Hoboken.

Kint V., W. Aertsen M. Campioli D. Vansteenkiste A. Delcloo B., Muys, B. (2012). Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901-2008. *Climatic Change* 115: 343-363.

Kirchgässner A. (2001). *Phänoklimatologie von Buchenwäldern im Südwesten der Schwäbischen Alb*. Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg Nr. 7. Eigenverlag des Meteorologischen Instituts der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 294 pp.

Knoop J., Ligtvoet, W., van Minnen J.G. (2012). Effecten rond waterveiligheid, -beschikbaarheid en -kwaliteit. In: van Minnen J., Ligtvoet W. (2012). *Effecten van klimaatverandering in Nederland*. Planbureau voor de Leefomgeving. p. 44-63.

Kosten S. (2011). Een frisse blik op warmer water. Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan. *Stowa-rapport 2011-20, Amersfoort*.

Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E., Costa L.S., van Donk E., Hansson L.-A., Jeppesen E., Kruk C., Lacerot G., Mazzeo N., De Meester L., Moss B., Lürling M., Nöges T., Romo S., Scheffer M. (2012). Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in lakes. *Global Change Biology* 18: 118–126.

Kosten S., Jeppesen E., Huszar V.L.M., Mazzeo N., van Nes E.H., Peeters E.T.H.M., Scheffer M. (2011). Ambiguous climate impacts on the competition between submerged macrophytes and phytoplankton in shallow lakes. *Freshwater Biology* 56: 1540-1553.

Lamers L., Geurts J., Bontes B., Sarneel J., Pijnappel H., Boonstra H., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Ibelings B., van Donk E., Verberk W., Kuijper B., Esselink H., Roelofs J. (2006). *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren*. Eindrapportage 2003-2006. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Rapport DK nr. 2006/057-O, 286p.

Lamers L.P.M., Loeb R., Antheunisse A.M., Miletto M., Lucassen E.C.H.E.T., Boxman A.W., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. (2006). Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.

- Lamers L.P.M., Van Roozendaal S., Roelofs J.G.M. (1998). Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non-airborne sulfur pollution and desiccation. *Water Air and Soil Pollution* 105(1):95-106.
- Lancaster N., Helm, P. (2000) A test of a climatic index of dune mobility using measurements from the southwestern United States. *Earth Surface Processes and Landforms* 25: 197-207
- Långström, B., 1984. Windthrown Scots pine as brood material for *Tomicus piniperda* and *T. minor*. *Silva Fennica* 18, 187–198. In: Read, D.J., Freer-Smith, P.H., Morison, J.I.L., Hanley, N., West, C.C. and Snowdon, P. (eds). *Combating climate change – a role for UK forests. An assessment of the potential of the UK's trees and woodlands to mitigate and adapt to climate change*. The Stationery Office, Edinburgh.
- Lebbe L. & Van Meir N. (2000). Implications of Accelerated Sea-Level Rise (ASLR) for Belgium. Proceeding of SURVAS Expert Workshop on European Vulnerability and Adaptation to impacts of ASLR. Hamburg, Germany, 19th-21st June 2000.
- Leischmann, M.R. & Gallagher, R.V., 2015. Will there be a shift to alien-dominated vegetation assemblages under climate change? *Diversity and Distributions* 21: 848-852.
- Lemoine N., Schaefer H.C. & Bohning-Gaese K. (2007). Species richness of migratory birds is influenced by global climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:55-64.
- Leyens K. & Herremans M. (2004). Fenologie: resultaten en bespreking zomervogels 2003 en analyse trends sinds 1985. *Natuur.Oriolus* 70:33-42.
- Loeb R., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. (2008). Prediction of phosphorus mobilisation in inundated floodplain soils. *Environmental Pollution* 156(2):325-331.
- Loeve R., Claassen T., Droogers P. (2006). Klimaatverandering en waterkwaliteit. *H₂O* 22: 19-22.
- Louette G., Adriaens D., De Knijf G., Paelinckx D. (2013). Staat van instandhouding (status en trends) habitattypes en soorten van de Habitatrictlijn (rapportageperiode 2007-2012). Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2013.23). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Louette G., Van Wichelen J., Packet J., Warmoes T., Denys L. (2008). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Schuilensmeer. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.49, Brussel.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. (2002). Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution* 120(3):635-646.
- Ludewig K. (2014). Possible effects of climate change on the vegetation of floodplain meadows. Dissertation. University, Hamburg. 137p.
- Lyche-Solheim A., Austnes K., Eriksen T.E., Seifert I., Holen S. (2010) Climate change impacts on water quality and biodiversity. Background Report for EEA European Environment State and Outlook Report 2010. ETC Water Technical Report 1/2010, Prague.
- Maes D., Vanreusel W., Van Dyck H. (2013). *Dagvlinders in Vlaanderen. Nieuwe kennis voor betere actie*. Uitg. Lannoo, Tielt, 542p.
- Mainstone C.P., Holmes N.T. (2010). Embedding a strategic approach to river restoration in operational management processes – experiences in England. *Aquat. Conserv.: Marine Freshw. Ecosyst.* 20: 82-95.
- Mantau U., Saal U., Prins K., Lindner M., Verkerk H., Eggers J., Leek N., Oldenburger J., Asikainen A., Anttila P. (2010). EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests. Final report. Hamburg/Germany, June 2010, 160 p.

- Markovic D., Carrizo S., Freyhof J., Cid N., Lengyel S., Scholz M., Kasperdus H., Darwal W. (2014). Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. *Diversity and Distributions* 20: 1097-1107.
- Martin H.W., Ivanoff D.B., Graetz D.A., Reddy K.R. (1997). Water table effects on Histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 26:1062-1071.
- Massu N. & Landmann G. (2011). Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine. Synthèse de la bibliographie. ECOFOR . 180 p. ISBN 978-2-914770-04-0
- Mayer H. (1992). *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 522 pp. In: De Vos B., Christophe GRULOIS et al. *Natuurlijke verjonging van het Zoniënwoud*. Rapport 2b. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) en Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux (CRAGx). 72 pp.
- McCleery, R. H. & Perrins, C. M. 1998 . Temperature and egg-laying trends. *Nature* 391, 30-31.
- McDowell N.G., Beerling D.J., Breshears D.D., Fischer R.A., Raffa K.F. & Stitt M. (2011). The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology and Evolution* October 2011, Vol. 26, No. 10: 523-532
- McKee D., Atkinson D., Collings S.E., Eaton J.W., Gill A.B., Harvey I., Hatton K., Heyes T., Wilson D., Moss B. (2003). Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnology & Oceanography* 48: 707-722.
- McKee D., Hatton K., Eaton J.W., Atkinson D., Atherton A., Harvey I., Moss B. (2002). Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. *Aquatic Botany* 74: 71-83.
- McKee, K.L., Mendelsohn, I.A. & Materne M.D. (2004). Acute salt marsh dieback in the Mississippi River deltaic plain: a drought induced phenomenon? *Global Ecology and Biogeography*, 13: 65-73.
- MDK 2011. Masterplan Kustveiligheid, beschermt al wat jij liefhebt tegen de zee. Maritieme Dienstverlening en Kust, Afdeling Kust & Waterbouwkundig Laboratorium, Oostende, 89p.
- Meire, L., K.E.R. Soetaert & Meysman F.J.R. (2013). Impact of global change on coastal oxygen dynamics and risk of hypoxia. *Biogeosciences* 10: 2633-2653.
- Meis S., Thackeray S. J., Jones I. D. (2009). Effects of recent climate change on phytoplankton phenology in a temperate lake. *Freshwater Biology* 54: 1888-1898.
- Menéndez, R. 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Mergeay, J. (2013). Natura 2000. From Patchwork to Network. Oral presentation at ALTER-Net Conference on Science underpinning the EU 2020 Biodiversity Strategy, April 2013, Ghent. <http://www.alter-net.info/outputs/conf-2013/presentations/tues/eu-target-1/joachim-mergeay/view>
- Mettrop I.S., Cusell C., Kooijman A.M., Lamers L.P.M. (2014). Nutrient and carbon dynamics in peat from rich fens and Sphagnum-fens during different gradations of drought. *Soil Biology and Biochemistry* 68:317-328.
- Milla R., Cornelissen J.H.C., van Logtestijn R.S.P., Toet S., Aerts R. (2006). Vascular plant responses to elevated CO₂ in a temperate lowland Sphagnum peatland. *Plant Ecology* 182: 13-24.
- Mooij W.M., Hülsmann S., De Senerpont Domis L.N., Nolet B.A., Bodelier P.L.E., Boers P.C.M., Pires L. M.D., Gons H.J., Ibelings B.W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K., Lammens E.H.R.R. (2005). The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology* 39: 381–400.
- Mooij W.M., Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Hülsmann S., Ibelings B.W. (2007). Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia* 584:443-454.
- Moore B. & Allard G. (2008). Climate change impacts on forest health. Forest health and Biosecurity working papers FBS/34E. FAO, Rome, Italy. 27 pp.

Moran R., Harvey I., Moss B., Feuchtmayr H., Hatton K., Heyes T., Atkinson D. (2010). Influence of simulated climate change and eutrophication on three-spined stickleback populations: a large-scale mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 55: 315-325.

Morecroft M.D., Speakman L. (red.) (2013). Terrestrial biodiversity climate change impacts summary report. *Living With Environmental Change*. 24 p.

Mormul R.P., Ahlgren J., Ekvall M.K., Hansson L.-A., Brönmark C. (2012). Water brownification may increase the invasibility of a submerged non-native macrophyte. *Biological Invasions* 10: 2091–2099.

Moss B. (2010). *Ecology of fresh waters. A view for the twenty-first century*. Wiley-Blackwell, Chichester.

Moss B. (2012). Cogs in the endless machine: lakes, climate change and nutrient cycles: a review. *Science of the Total Environment* 434: 130–142.

Moss B., Hering D., Green A.J., Aidoud A., Becares E., Beklioglu M., Bennion H., Carvalho L., Declerck S., Dobson M., van Donk E., Feuchtmayr H., Friberg N., Grenouillet G., Hobaek A., Irvine K., Johnson R., Meerhoff M., Ormrod S., Papastergiadou E., Ptacnik R., Verdonschot P., Clement B., Davidson T., Dudley B., Jeppesen E., Kernan M., Sandin L., Simpson G., Weyhenmeyer G.A., Boix D., Bruce S., Hillebrand H., Jones I., Manca M., Olafsson J., Penning E., Quintana X., Seferlis M., Triga C., Verschoor A.M. (2009). Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews* 2: 103-130.

Moss B., Kosten S., Meerhoff M., Battarbee R. W., Jeppesen E., Mazzeo N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L., Paerl H., Scheffer M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1: 101–105.

Muhr J., Hohle J., Otieno D.O., Borken W. (2011). Manipulative lowering of the water table during summer does not affect CO₂ emissions and uptake in a fen in Germany. *Ecological Applications* 21(2):391-401.

Murray, M.B., Cannell, M.G.R. and Smith, R.I. (1989). Date of budburst of fifteen tree species in Britain following climatic warming. *Journal of Applied Ecology* 26, 693–700. In: Read, D.J., Freer-Smith, P.H., Morison, J.I.L., Hanley, N., West, C.C. and Snowdon, P. (eds). *Combating climate change – a role for UK forests. An assessment of the potential of the UK's trees and woodlands to mitigate and adapt to climate change*. The Stationery Office, Edinburgh.

Nabuurs G.J. & Hommel P. (2007). Klimaatverandering in het Nederlandse bos: geen doemscenario's graag. *Vakblad Natuur, bos en landschap* 4 (2007)8. - ISSN 1572-7610 - p. 8 – 13.

Natural England & Royal Society for the Protection of Birds = Rspb = NE & RSPB, (2014). Climate change adaptation manual. Evidence to support nature conservation in a changing climate. NE, 222 p.
<http://publications.naturalengland.org.uk/file/5769071385640960>.

NEG-TAP (National Expert Group on Transboundary Air Pollution) (2001). *Transboundary air pollution: Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in the UK*. Developed on behalf of the UK Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Scottish Executive, the National Assembly for Wales/Cynulliad Cenedlaethol Cymry, Department of the Environment for Northern Ireland, 314p.

Netten J.J.C. (2011). Competition between free-floating and submerged macrophytes in a future of climate change. Thesis Wageningen University, Wageningen.

Netten J.J.C., van Zuidam J., Kosten S., Peeters E.T.H.M. (2011). Differential response to climatic variation of free-floating and submerged macrophytes in ditches. *Freshwater Biology* 56: 1761-1768.

Neubert M. & S. Rannow S. (2011). HABIT-CHANGE Adaptive management of climate-induced changes of habitat diversity in protected areas. 4.2.1 Indicator Classification Tool. Project report.

Newman C. & Macdonald D.W. (2013). Terrestrial biodiversity Climate change impacts report card. Technical paper. 2.The Implications of climate change for terrestrial UK Mammals. WildCRU, Zoology, University of Oxford. UK.

Nicholls R.J., Mimura N. (1998). Regional issues raised by sea-level rise and their policy implications. *Climate Research* 11: 5-18.

Nicholls R.J., Wong P.P., Burkett V.R., Codignotto J.O., Hay J.E., McLean R.F., Ragoonaden S. & Woodroffe C.D. (2007): Coastal systems and low-lying areas. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 315-356.

Nielsen A., Trolle D., Bjerring R., Søndergaard M., Olesen J.E., Janse J.H., Mooij W.M., Jeppesen E. (2014). Effects of climate and nutrient load on the water quality of shallow lakes assessed through ensemble runs by PCLake. *Ecological Applications* 24: 1926–1944.

Nielsen D. L., Podnar K., Watts R. J., Wilson A. L. (2013). Empirical evidence linking increased hydrologic stability with decreased biotic diversity within wetlands. *Hydrobiologia* 708: 81–96.

Niklaus P.A., Wohlfender M., Siegwolf R., Körner C. (2001) Effects of six years atmospheric CO₂ enrichment on plant, soil, and soil microbial C of a calcareous grassland. *Plant and Soil* 233: 189–202.

Nõges P., Järvet A., Tuvikene L., Nõges T. (1998). The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia* 363: 219–227.

Nõges T., Nõges P., Cardoso A.C., 2010. Review of published climate change adaptation and mitigation measures related with water. Scientific and Technical Research Series EUR 24682 EN. Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, Luxembourg: 127 pp.
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/15801>.

Normand S., Svenning J.C., Skov F. (2007). National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. *Journal for Nature Conservation* 15:41-53.

Olde Venterink H., Davidsson T.E., Kiehl K., Leonardson L. (2002). Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* 243(1):119-130.

Oosterlynck P., Demolder H., Raman M., Guelinckx R., Declerck K., Paelinckx D. (in voorbereiding). (Half-)natuurlijke graslanden. In: Oosterlynck P., De Saeger S., Leysen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters J. & Paelinckx D. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypes, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Oosterlynck P., Van Landuyt W., Paelinckx D. (2013). Selectie habitattypische flora ten behoeve van de artikel 17 rapportage omtrent de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypes. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek jaar (INBO.R.2013.20). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

Özen A., Šorf M., Trochine C., Liboriussen L., Beklioglu M., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Johansson L.S., Jeppesen Erik (2013). Long-term effects of warming and nutrients on microbes and other plankton in mesocosms. *Freshwater Biology* 58: 483–493.

Ozinga W.A., M. Bakkenes, J.H.J. Schaminée (2007). Gevoeligheid van Nederlandse vaatplanten voor klimaatverandering en habitatversnippering – Een inschatting op basis van functionele kenmerken in relatie tot trends en voorspellingen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. WOt-rapport 49. 46 pp. 15 fig.; 8 tab.; 103 ref.

Paerl H.W. & Huisman J. (2008). Climate – blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.

Parmesan C. & Yohe G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42.

Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Schimel, D.S., Hall, D.O. & Scopegram Group Mmembers (1995). Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Change Biology* 1, 13-22.

Pearson R.G., Dawson T.P., Berry P.M. & Harrison P.A. (2002). SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling* 154 (3), 289-300.

- Peeters E.T.H.M., van Zuidam J.P., van Zuidam B.G., van Nes E.H., Kosten S., Heuts P.G.M., Roijackers R.M.M., Netten J.J.C., Scheffer M. (2013a) Changing weather conditions and floating plants in temperate drainage ditches. *Journal of Applied Ecology* 50: 585–593.
- Peeters F., Straile D., Lorke A., Livingstone D.M. (2007). Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology* 13: 1898-1909.
- Peeters T.H.M., Heuts, G.M., Netten J.C. (2013b) Meer en langduriger kroos bij veranderend klimaat. http://www.vakblad2o.nl/images/1307/1307-03_kroos_Klimaat.pdf
- Penning E., Mjelde M., Hellsten S., Hanganu J., Dudley B. (2007). Macrophytes and impact of human pressure. In: Lyche-Solheim A. (ed.) REBECCA D11 Dose-response relationships between biological and chemical elements in different lake types. <http://www.rbm-toolbox.net/docstore/docs/3.1713.D11.pdf>.
- Peñuelas J., Gordon C., Llorens L., Nielsen T., Tietema A., Beier C., Emmet B., Estiarte M., Gorissen A. (2004). Nonintrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons and species in a North-South European gradient. *Ecosystems* 7: 598-612.
- Planbureau voor de Leefomgeving. (2012). Effecten van klimaatverandering in Nederland. Den Haag: Planbureau voor de leefomgeving. 127 p.
- Pojar, J. & MacKinnon, A., 1994. Plants of Coastal British Columbia, including Washington, Oregon & Alaska. B.C. Ministry of Forests and Lone Pine Publishing, 527pp.
- Pontee N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management* 84: 204-207.
- Poorter H., Navas M.-L. (2003). Plant growth and competition at elevated CO₂: on winners, losers and functional groups. *New Phytologist* 157(2):175-198.
- Pörtner H.O. & Peck M.A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries: towards a cause-and-effect understanding. *Journal of Fish Biology* 77: 1745–1779
- Potvin C., Chapin III F.S., Gonzales A., Leadley P., Reich P., Roy J. (2007). Plant biodiversity and responses to elevated carbon dioxide. In: Canadell J.G., Pataki D.E., Pitelka L.F. (red.). *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Berlin: Springer. p. 103-111.
- Pringle A.W. (1995). Erosion of a cyclic salt-marsh in Morecambe Bay, North-West England. *Earth Surface Processes and Landforms* 20: 387-405.
- Provoost S., Jones M.L.M, Edmondson S.E. (2011). Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15: 207–226.
- Provoost S., Dan S., Jacobs S. (2014). Hoofdstuk 23 – Ecosysteemdienst kustbescherming (INBO.R.2014.1988082). In Stevens, M. et al. (eds.), *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen*. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.
- Psuty N.P. & Silveira P.N. (2010). Global climate change: an opportunity for coastal dunes?? *J Coast Conserv* 14:153–160
- Rahel F.J. & Olden J.D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22: 521-533.
- Raman M., De Keersmaecker L., Denys L., Leyssen A., Provoost S., Vandevoorde B., Hens M. & Wouters J. (in voorbereiding). *Bepaling van het gunstig abiotisch bereik voor Europese habitattypes in Vlaanderen*. Overzicht 2014. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.3019274.
- Ransijn J.C.G. (2014). Changing heathlands in a changing climate. Climate change effects on heathland plant communities. IGN PhD Thesis January 2014. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 275 p.

- Raun A.L. (2013). Effects of eutrophication and temperature on submersed rooted plants. PhD thesis University of Copenhagen.
- Raun A.L., Borum J., Sand-Jensen K. (2010). Influence of sediment organic enrichment and water alkalinity on growth of aquatic isoetid and elodeid plants. *Freshwater Biology* 55: 1891-1904.
- Read D.J., Freer-Smith P.H., Morison J.I.L., Hanley N., West C.C., Snowdon P. (eds) (2009). Combating climate change – a role for UK forests. An assessment of the potential of the UK's trees and woodlands to mitigate and adapt to climate change. The Stationery Office, Edinburgh.
- Reading, C. J. (2007). Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151: 125-131.
- Reed D.J. (1989). Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. *Estuaries* 12: 222-227.
- Rejšková A., Čížková H., Brom J., Pokorný J. (2012). Transpiration, evapotranspiration and energy fluxes in a temperate wetland dominated by *Phalaris arundinacea* under hot summer conditions. *Ecohydrology* 5(1):19-27.
- Rengel Z. (2011). Soil pH, Soil Health and Climate Change. In: Singh B.P., Cowie A.L., Chan K.Y. (eds). *Soil Health and Climate* Springer Berlin Heidelberg, pp. 69-85.
- Ricciardi A., MacIsaac H.J. (2000). Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 62–65.
- Riedo M., Gyalistras D., Fuhrer J. (2000). Net primary production and carbon stocks in differently managed grasslands: simulation of site-specific sensitivity to an increase in atmospheric CO₂ and to climate change. *Ecological Modelling* 134: 207–227.
- Riedo M., Gyalistras D., Fuhrer J. (2001). Pasture responses to elevated temperature and doubled CO₂ concentration: assessing the spatial pattern across an alpine landscape. *Climate Research* 17: 19–31.
- Rip W.J., Ouboter M.R.L., Los H.J. (2007). Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia* 584: 415-424.
- Roijackers R.M.M. & Lürling M.F.L.L.W. (2007). Climate change and bathing water quality. Wageningen UR, Wageningen.
- Rood S.B., Pan J., Gill K.M., Franks C.G., Samuelson G.M., Shepherd A. (2008). Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests. *Journal of Hydrology* 349: 397–410.
- Root T.L., Price J.T., Hall K.R., Schneider S.H., Rosenzweig C., Pounds J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.
- Roozen F.C.J.M., van Geest G.J., Ibelings B.W., Roijackers R., Scheffer M., Buijse A.D. (2003). Lake age and water level affect the turbidity of floodplain lakes along the lower Rhine. *Freshwater Biology* 48: 5191-531.
- Roskams P., Sioen G., Verstraeten A. (2012). Vitaliteit en dynamiek van bosccosystemen in een veranderend milieu: toestand en trends in het Zoniënwoud. Referaten van het Colloquium “Welke toekomst voor het Zoniënwoud?” - Brussel 29/11/2011. *Zoniën – tijdschrift Vrienden van het Zoniënwoud, speciaal nummer*, pp. 26 – 31.
- Rosset V., Lehmann A., Oertli B. (2010). Warmer and richer? Predicting the impact of climate warming on species richness in small temperate waterbodies. *Global Change Biology* 16: 2376–2387.
- Rühland K.M., Paterson A.M., Smol J.P. (2015). Lake diatom responses to warming: reviewing the evidence. *Journal of Paleolimnology* DOI 10.1007/s10933-015-9837-3
- Runhaar J., Arts G.H.P., Knol W.C., Makaske B., van den Brink N. (2004). Waterberging en natuur. Kennisoverdracht ten behoeve van regionale waterbeheerders. Utrecht: STOWA. Rapportnr. 2004-16. 156 p.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H. (2000). Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.

Sala O.E., Chapin F.S., Huber-Sannwald E. (2001). Potential biodiversity change: global patterns and biome comparisons. In: Chapin F.S., Sala O.E., Huber-Sannwald E., eds, *Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st century*. Springer Verlag, New York, 351-367.

Sanchez J.M., SanLeon D.G., Izco J. (2001). Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Botany* 69: 15-25.

Schallenberg M., Hall C.J., Burns C.W. (2003). Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Marine Ecology Progress Series* 251: 181–189.

Scheffer M. & van Nes E. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466.

Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B., Jeppesen E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.

Schelhaas MJ, Varis S., Schuck A. (2001). Database on Forest Disturbances in Europe (DFDE). <http://www.efi.fi/projects/dfde/> European Forest Institute, Joensuu

Scherber C., Gladbach D.J., Stevnbak K., Karsten R.J., Schmidt I.K., Michelsen A., Albert K.R., Larsen K.S., Mikkelsen T.N., Beier C., Christensen S. (2013). Multi-factor climate change effects on insect herbivore performance. *Ecology and Evolution* 3: 1449-1460.

Schippers P., Lüring M., Scheffer M. (2004). Increase of atmospheric CO₂ promotes phytoplankton productivity. *Ecology Letters* 7: 446–451.

Schot P.P., Dekker S.C., Poot A. (2004). The dynamic form of rainwater lenses in drained fen. *Journal of Hydrology* 293: 74-84.

Schouten M.G.C., Streefkerk J.G., Molen P.C. (1992). Impact of climatic change on bog ecosystems, with special reference to sub-oceanic raised bogs. *Wetlands Ecology and Management* 2(1):55-61.

Schulze E.D., Valentini R., Sanz M.J. (2002). The long way from Kyoto to Marrakesh: implications of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology. *Global Change Biology* 8: 505–518.

Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I., Schweiger O. (2008). *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Pensoft, Sofia-Moscow, 710 p.

Settele J., Scholes R., Betts R., Bunn S., Leadley P., Nepstad D., Overpeck J.T., Taboada M.A. (2014). Terrestrial and inland water systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 271-359.

Sherry R. A., Zhou X., Gu S., Arnone J.A.III, Schimel D.S., Verburg P.S., Wallace L.L., Luo Y. (2006). Divergence of reproductive phenology under climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:198-202.

Sherry R. A., Zhou X., Gu S., Arnone J.A.III, Johnson D. W., Schimel D. S., Verburg P. S. J, Wallace L. L., Luo Y. (2011). Changes in duration of reproductive phases and lagged phenological response to experimental climate warming. *Plant Ecology and Diversity* 4: 23–35.

Sillasoo Ü., Väliaranta M., Tuittila E.S. (2011). Fire history and vegetation recovery in two raised bogs at the Baltic Sea. *Journal of Vegetation Science* 22(6):1084-1093.

Silliman B.R. & Bertness M.D. (2004). Shoreline Development Drives Invasion of *Phragmites australis* and the Loss of Plant Diversity on New England Salt Marshes. *Conservation Biology* 18 (5) : 1424-1435.

Sioen G., Verschelde P., Roskams P. (2015). Bosvitaliteitsinventaris 2014. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet (Level 1). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (7887244). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Smolders A., Loermans J., van Mullekom M., Jalink M. (2014). De waterkwaliteit van de bronsystemen in het Bunder- en Elsoërbos: bronnen van zorg. *Natuurhistorisch Maandblad* 103: 125-131.

Smolders A., Verhoeven J., Tomassen H., van Mullekom M., van Kempen M., Roelofs J., Lamers L. (2013). Waterberging en veenvorming als klimaatbuffer. Kansen en valkuilen vanuit biogeochemisch perspectief. *Landschap* 30: 197-206.

Smolders A.J.P., Tomassen H.B.M., Lamers L.P.M., Lomans B.P., Roelofs J.G.M. (2002). Peat bog restoration by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391-401.

Sneyers R. 1953. La temp te et le débordement de la mer du 1er février 1953. Institut Royal Météorologique, Contributions, N 11, 12 p.

Šorf M., Davidson T. A., Brucet, S., Stefanidis, K., Drakare, S., Scharfenberger U., Agasild H., Beklioglu M., Hejzlar J., Adrian R. (2015). Zooplankton response to climate warming: a mesocosm experiment at contrasting temperatures and nutrient levels *Hydrobiologia* 742: 185-203.

Sowerby A., Emmett B.A., Tietema A., Beier C. (2008). Contrasting effects of repeated summer drought on soil carbon efflux in hydric and mesic heathland soils. *Global Change Biology* 14(10):2388-2404.

Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheschiere T., Grootaert P., Maelfait J.-P., Provoost S., Sabbe K., Stienen E., Van Lancker V.R.M., Van Landuyt W., Vincx M., Degraer S. (2008). The Belgian sandy beach ecosystem: a review, in: (2008). *Advances in sandy shore ecology: Proceedings of the Fourth International Sandy Beach Symposium*. Marine Ecology (Berlin), 29(Suppl. 1): pp. 171-185

Spiecker H. (1999). Growth trends in European forests: Do we have sufficient knowledge? In: KARJALAINEN, T., H. Spiecker, O.r Laroussinie (eds.). 1999. *Causes and Consequences of Accelerating Tree Growth in Europe*. Proceedings of the International Seminar held in Nancy, France 14-16 May 1998. EFI Proceedings No. 27.

Spiecker, H. (1996). Growth Trends in European Forests. Proceedings IUFRO Conference, Bergießhübel / Dresden Sept. 23-27 1996: 228-236.

Spierenburg P., Lucassen E.C.H.E.T., Lotter A.F., Roelofs J.G.M. (2009). Could rising aquatic carbon dioxide concentrations favour the invasion of elodeids in isoetid-dominated softwater lakes? *Freshwater Biology* 54: 1819-1831.

Stenstrom T.A. & Carlander A. (2001). Occurrence and die-off of indicator organisms in the sediment in two constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44: 223-230.

Stewart R.I.A., Dossena M., Bohan D.A., Jeppesen E., Kordas R.L., Ledger M.E., Meerhoff M., Moss B., Mulder C., Shurin J.B., Suttle B., Thompson R., Trimmer M., Woodward G. (2013). Mesocosm experiments as a tool for ecological climate-change research. *Advances in Ecological Research* 48: 71-181.

Stoks R., Geerts A.N., De Meester L. (2013). Evolutionary and plastic responses of freshwater invertebrates to climate change: realized patterns and future potential. *Evol. Appl.* 7: 42-55.

Ström L., Jansson R., Nilsson C., Johansson M.E., Xiong S. (2011). Hydrologic effects on riparian vegetation in a boreal river: an experiment testing climate change predictions. *Global Change Biology* 17: 254-267.

Strayer D.L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 152-174.

Stuijfzand S., van Ek R., Belien E., Beumer V., Croese E., Diggelen R., Eigenhuijsen E., Goeij S., Grotenboer A., Hommel P.W.F.M., Jong H., Klein J., Kruit L., van Manen H., Medenblik J., Mouissie M., Olsthoorn A.F.M., den Ouden J., Pelsma T., Pol J., Riksen M.J.P.M., de Rooij S., Sass-Klaassen U., Sival F.P., Vegter U., Verbeek L., Voorde L., de Waal R.W., Wessels Y., Zierfuss S. (2007). Praktijkervaringen met waterberging in natuur(ontwikkelings)gebieden : hoofdrapport pilotprogramma waterberging en natuur: RWS Waterdienst. Alterra-rapport 1632. 92 p.

T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D., Hoffmann M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypes. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2009.46.

Tabari H., Taye M.T., Willems P. (2015). Water availability change in central Belgium for the late 21th century. *Global and Planetary Change* 131:115-123.

Tahmasebi Kohyani, P., Bossuyt, B., Bonte, D. and Hoffmann, M., 2008. Plant performance plasticity as a mechanism of grazing tolerance. In Tahmasebi Kohyani, P., *Grazer induced changes in dry, low-productive grassland plant communities*. Ghent, Ghent University, PhD, 136p.

Tamis W.L.M., Van't Zelfde M., Van Der Meijden R., Udo De Haes H.A. (2005). Changes in Vascular Plant Biodiversity in the Netherlands in the 20th Century Explained by their Climatic and other Environmental Characteristics. *Climatic Change* 72: 37-56.

Temmerman S., Govers G., Wartel S., Meire P. (2004). Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. *Marine Geology* 212(1-4): 1-19.

Thackeray S.J., Sparks T.H., Frederiksen M., Burthe S., Bacon P.J., Bell J.R., Botham M.S., Brereton T.M., Bright P.W., Carvalho L.E., Clutton-Brock T., Dawson A., Edwards M., Elliott J.M., Harrington R., Johns D., Jones I.D., Jones J.T., Leech D.I., Roy D.B., Scott W.A., Smith M., Smithers R.J., Winfield I.J., Wanless S. (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology* 16: 3304-3313.

Thompson J.R., Gavin H., Refsgaard A., Refstrup Sørensen H., Gowing D.J. (2009). Modelling the hydrological impacts of climate change on UK lowland wet grassland. *Wetlands Ecology and Management* 17(5):503-523.

Thornley J.H.M., Cannell M.G.R. (2001). Soil carbon storage response to temperature: an hypothesis. *Annals of Botany* 87: 591-598.

TV. IMDC-RA (2005). Actualisatie van het Sigmaplan. Deelopdracht 3: Hydrodynamisch model. Volume 2a: Hydrodynamisch model Scheldebekken. Iov. Waterwegen en Zeekanaal N.V., Afdeling Zeeschelde, p.51.

Tickner D.P., Angold P.G., Gurnell A.M., Mountford J.O. (2001). Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* 25: 22-52.

Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*: 281-284.

Toet S., Cornelissen J.H.C., Aerts R., van Logtestijn R.S.P., de Beus M., Stoevelaar R. (2006). Moss responses to elevated CO₂ and variation in hydrology in a temperate lowland peatland. *Plant Ecology* 182(1):27-40.

Trochine C., Guerrieri M., Liboriussen L., Meerhoff M., Lauridsen T.L., Søndergaard M., Jeppesen E. (2011). Filamentous green algae inhibit phytoplankton with enhanced effects when lakes get warmer. *Freshwater Biology* 56: 541-553.

Truhlar A.M., Dodd J.A., Aldridge D.C. (2014). Differential leaf-litter processing by native (*Gammarus pulex*) and invasive (*Dikergammarus villosus*) freshwater crustaceans under environmental extremes. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 56-65.

Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J., Van den Bergh E. (2012). Historische evolutie van Zeescheldehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012(59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- van Dam H. & Beltman B. (1992). Effects of climatic change on chemistry and vegetation of peatlands, with special reference to interaction with atmospheric deposition. *Wetlands Ecology and Management* 2(1):63-68.
- van Dam H. & Mertens A. (2008). Vennen minder zuur maar warmer. *H₂O* 41/12: 36-39.
- van Dam H. & Mertens A. (2011). Monitoring herstel verzuring en klimaatverandering vennen 1978-2010. *Temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren*. Rapport AWN 911, Water en Natuur, Amsterdam.
- Van de Koppel J., van der Wal D., Bakker J.P., Herman P.M.J. (2005). Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165: E1-E12.
- Van den Berge J., Naudts K., Zavalloni C., Janssens I.A., Ceulemans R., Nijs I. (2011). Altered response to nitrogen supply of mixed grassland communities in a future climate: a controlled environment microcosm study. *Plant Soil* 345: 375-385.
- Van der Aa B. (2015). (in voorbereiding). Indicator bladontwikkeling Eik en Beuk. *Natuurindicator INBO*.
- van der Hoek D.C.J., van Minnen J.G., Vonk M., Wortelboer R. (2012). Effecten van klimaatverandering op natuur. In: van Minnen J. & Ligtvoet W. (2012). *Effecten van klimaatverandering in Nederland*. Planbureau voor de Leefomgeving.
- van der Veen M., Wiesenecker E., Nijhoff B.S.J., Vos C.C. (2010). *Klimaat Respons Database, versie 2.0*. Ontwikkeld binnen het Klimaat voor Ruimte Programma, Project A2, Adaptatie EHS. Alterra. – Wageningen UR
<http://www.wageningenur.nl/nl/Onderzoek-Resultaten/Projecten/Klimaat-en-Natuur/Klimaatresponsdatabase.htm>..
- van der Welle M.E.W., Cuppens M., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. (2006). Detoxifying toxicants: interactions between sulfide and iron toxicity in freshwater wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 1592-1597.
- van Dijk J., Robroek B.J.M., Kardel I., Wassen M.J. (2012). Combined effects of nitrogen enrichment, sulphur pollution and climate change on fen meadow vegetation N:P stoichiometry and biomass. *Biogeochemistry* 111(1-3):139-150.
- van Geest G.J., Coops H., Scheffer M., van Nes E.H. (2007). Long transients near the ghost of a stable state in eutrophic shallow lakes with fluctuating water levels. *Ecosystems* 10: 37-47.
- van Geest G.J., Wolters H., Roozen F.C.J.M., Coops H., Roijackers R., Buijse A.D., Scheffer M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539: 239-248.
- Van Oevelen D., Van den Bergh E., Ysebaert T., P. Meire (2000). *Literatuuronderzoek naar ontpolderingen*. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN R. 2000. 7, Brussel.
- Van Peer L., Nijs I., Bogaert J., Verelst I., Reheul D. (2001). Survival, gap formation, and recovery dynamics in grassland ecosystems exposed to heat extremes: the role of species richness. *Ecosystems* 4: 797-806.
- Van Uytvanck J. & Goethals V. (reds). (2014). *Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Lannoo: Brussel. ISBN 978-94-01-41677-1. 348 p.
- Van Vliet A.J.H. (2008). *Monitoring, analysing, forecasting and communicating phenological changes*. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Van Walsum P.E.V., Verdonschot P.F.M, Runhaar J. (2002). Effects of climate and land-use change on lowland stream ecosystems. Report 523, Alterra, Wageningen.
- Van Wichelen J., Coene P., Denys L., Pelicaen J., Vyverman W. (2014). Tien jaar waterbloei-monitoring in Vlaanderen. *Natuur.focus* 13: 72-79.
- Van Ypersele, J.-P. , Ph. Marbaix. 2004. *IMPACTS OF CLIMATE CHANGE IN BELGIUM*. Report commissioned by Greenpeace.

- Vandekerckhove K., De Keersmaecker L., Demolder H., Esprit M., Thomaes A., Van Daele T., Van der Aa B. (2014). Hoofdstuk 13- Ecosysteemdienst houtproductie. (INBO.R.2014. 1993289). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014. 1988582, Brussel.
- Vandenbussche V., T'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L., Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypes voor Vlaanderen: 4. Moerassen. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud. Gent/Brussel/Brugge: Universiteit Gent, vakgroep Biologie, Instituut voor Natuurbehoud, West-Vlaamse Intercommunale. 2002.14. Brugge. 115 p.
- Verdonschot P.F.M. (2009). Verkenning van de steekmuggen- en knuttenproblematiek bij klimaatverandering en vernatting. Alterra-rapport 1856, Wageningen.
- Verdonschot P.F.M., Hering D., Murphy J., Jahrig, S.C., Rose N.L., Graf W., Brabec K., Sandin L. (2010). Climate change and the hydrology and morphology of freshwater ecosystems. In: Kernan M., Battarbee R.W., Moss B. (eds) Climate change impacts on freshwater ecosystems. Blackwell Publishing Ltd, Oxford-Chichester-Hoboken, p. 65-83.
- Verdonschot R.C.M., de Lange H.J., Verdonschot P.F.M., Besse A. (2007). Klimaatverandering en aquatische biodiversiteit. 1. Literatuurstudie naar temperatuur. Alterra-rapport 1451, Wageningen.
- 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.
- Verloove F. (2002). Ingeburgerde plantensoorten in Vlaanderen. Mededeling Instituut voor Natuurbehoud 20, 227p.
- Vervuren P. J. A., Blom C. W. P. M., de Kroon H. (2003). Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91: 135–146.
- Verwaest T., Viaene P., Verstraeten J., Mostaert F. (2005). De zeespiegelstijging meten, begrijpen en afblokken De Grote Rede 15: 15-25.
- Visser M.E., van Noordwijk A.J., Tinbergen J.M. & Lessells C.M., 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proc. R. Soc. Lond. B*, 265: 1867-1870
- Vonk M., Vos C.C., van der Hoek D.C.J. (2010). Adaptatiestrategie voor een klimaatbestendige natuur. Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). 112 p.
- Wagner C. & Adrian R. (2009). Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54: 2460–2468.
- Wanink J., Torenbeek R., Wanningen H., van Veen R. (2010). Oppervlaktewater in Drenthe wordt warmer. *H₂O* 18: 45-48.
- Warren M.S., Hill J.K., Thomas J.A., Asher J., Fox R., Huntley B., Roy D.B., Telfer M.G., Jeffcoate S., Harding P., Jeffcoate G., Willis S.G., Greatorex-Davies J.N., Moss D., Thomas C.D. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65-69
- Weltzin J.F., Pastor J., Harth C., Bridgham S.D., Updegraff K., Chapin C.T. (2000). Response of bog and fen plant communities to warming and water-table manipulations. *Ecology* 81(12):3464-3478.
- Wessel W.W., Tietema A., Beier C., Emmett B.A., Penueals J., Riis-Nielsen T. (2004). A qualitative ecosystem assessment for different shrublands in western Europe under impact of climate change. *Ecosystems* 7: 662-671.
- White G. (2004). Reedbed design and maintenance. RSPB, Sandy.
- White T.A., Campbell B.D., Kemp P.D., Hunt C.L. (2001). Impacts of extreme climatic events on competition during grassland invasions. *Global Change Biology* 7: 1-13.
- Whitehead P.G., Battarbee R.W., Crossman J., Elliott J.A., Wilby R., Monteith D.T., Kernan M. (2012). River and lake water quality: future trends. NERC/Centre for Ecology & Hydrology. <http://nora.nerc.ac.uk/17812>

- Whitehead P.G., Wilby R., Battarbee R.W., Kernan M., Wade A.J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Science* 54: 101-123.
- Wilby R.L., Orr H.G., Hedger M., Forrow D., Blackmore M. (2006). Risks posed by climate change to the delivery of Water Framework Directive objectives in the UK. *Environment International* 32: 1043-1055.
- Wilhelm S. & Adrian R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53: 226-237.
- Willems P., De Bruyn L., Maes D., Brouwers J., Peeters B. (2012). 2. Klimaat. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009). *Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel. pp. 55-66.*
- Williams M.A., Rice C.W., Owensby C.E. (2000). Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO₂ for 8 years. *Plant and Soil* 227: 127–137.
- Witte J.P.M., Runhaar J., van Ek R. (2009). Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland. *KWR 2009.032, Alterra, Wageningen.*
- Witte J.P.M., Runhaar J., van Ek R. (2009). Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland. *KWR Watercycle Research Institute, in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving en Deltares, Nieuwegein, 66 p.*
- Wong, P.P., I.J. Losada, J.-P. Gattuso, J. Hinkel, A. Khattabi, K.L. McInnes, Y. Saito, and A. Sallenger, 2014: Coastal systems and low-lying areas. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 361-4.
- Woodward G., Perkins D.M., Brown L.E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2093–2106.
- Wouters J. (2011). Beoordeling van de gevoeligheid van soorten en habitattypes van Europees belang bij verstoringingrepen. *Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.127.*
- Wouters J. (2014). Moerassen. In: Raman M. (red.). *Bepaling van het gunstig abiotisch bereik voor Europese habitattypes in Vlaanderen Overzicht 2014. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.*
- Wright R.F., Aherne J., Bishop K., Dillon P.J., Erlandsson M., Evans C.D., Forsius M., Hardekopf D.W., Helliwell R.C., Hruška J., Hutchins M., Kaste Ø., Kopáček J., Krám P., Laudon H., Moldan F., Rogora M., Sjøeng A.M.S., de Wit H.A. (2010). Interaction of climate change and acid deposition. In: Kernan M., Battarbee R.W., Moss B. (eds) *Climate change impacts on freshwater ecosystems*, Blackwell Publishing Ltd, Oxford-Chichester-Hoboken, p. 152-179.
- Zebisch, M., Grothmann T., Schröter D., Hasse C., Fritsch U., Cramer W. (2005). Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. *Umweltforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 201 41 253 UBA-FB 000844 Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.*
- Zohary T. & Ostrovsky I. (2011). Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters* 1: 47-59.
- Zwaenepoel A., T'Jollyn F., Vandenbussche V., Hoffman M. (red.) (2002). *Systematiek van de natuurtypes voor de biotoop grasland. Universiteit Gent (UG), Instituut Natuurbehoud (IN) en West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI), Gent, Brussel, Brugge. 532 p.*

6 Bijlagen

Casestudie: Hoge Kempen

Auteurs: Andy Van Kerckvoorde en Beatrijs Van der Aa

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Onder invloed van een aantal natuurlijke processen is het klimaat³⁰ op aarde op lange termijn onderhevig aan veranderingen. De laatste decennia werden echter wereldwijd snellere wijzigingen in de klimaatpatronen vastgesteld. Ook in Vlaanderen is deze tendens voelbaar. De klimaatverandering uit zich niet alleen in een globale opwarming (stijging van de gemiddelde temperaturen), maar onder andere ook in wijzigingen in neerslagpatronen, stijging van de zeespiegel en het voorkomen van extreme weerfenomenen (zie hiervoor het hoofd rapport).

Naast gevolgen op economisch en sociaal vlak verwacht men ook effecten op ecosystemen, hun biodiversiteit en hun capaciteit voor het leveren van ecosysteemdiensten. Afhankelijk van de intrinsieke gevoeligheden van de verschillende gebieden voor bijvoorbeeld overstromingen, droogte, extreme temperaturen zullen voor bepaalde vegetatietypes de condities verbeteren, terwijl voor andere vegetatietypes de geschikte oppervlakte zal afnemen. Er zullen tevens verschuivingen in het verspreidingsgebied van soorten optreden.

1.2 Doel en schaalniveau van de gevalstudie

Deze gevalstudie is een bijlage bij het rapport 'Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen' en maakt deel uit van een drieluik. In de gevalstudies willen we nagaan wat de belangrijkste effecten van klimaatverandering zijn op een aantal ecosystemen in Vlaanderen en hoe en in welke mate men met deze effecten kan omgaan via aangepast beheer.

Dit wordt geconcretiseerd aan de hand van drie landschapsvensters die een goede staalkaart bieden van de klimaatgevoeligheid en ruimtelijke context van natuur in Vlaanderen.

Hoe gevoelig een landschap is hangt enerzijds af van de natuurbehoudscapaciteit en anderzijds van de kwetsbaarheid (Gillson et al., 2013):

De natuurbehoudscapaciteit van het landschap omvat het percentage beschermd oppervlak en de connectiviteit en de staat van de matrix buiten de beschermde gebieden

De kwetsbaarheid voor klimaatverandering omvat de snelheid van klimaatverandering (blootstelling) en de aanwezigheid van milieugradiënten (zoals topografie, vochtgehalte, nutriëntengehalte, textuur en zuurtegraad van de bodem)

Er wordt onderscheid gemaakt tussen veerkrachtige landschappen (hoge capaciteit, lage kwetsbaarheid), gevoelige landschappen (lage capaciteit, hoge kwetsbaarheid), vatbare landschappen (hoge capaciteit, hoge kwetsbaarheid) en resistente landschappen (lage capaciteit, lage kwetsbaarheid). De drie landschapsvensters omvatten resp. een resistent, een vatbaar en een gevoelig landschap.

1.3 Uitgangsklimaatscenario

Het uitgangsklimaatscenario is afgeleid uit Demarée et al. (2009).

1.3.1 Temperatuur

De drie klimaatscenario's geven aan dat het tegen het einde van de 21^{ste} eeuw in Vlaanderen aanzienlijk warmer zal worden, en dit in alle maanden van een jaar. Hoe groot die toename daadwerkelijk zal zijn, blijft onzeker. In januari bijvoorbeeld stijgt de omgevingstemperatuur, afhankelijk van het scenario, met 1,5 tot 4,2°C ten opzichte van de periode 1961–1990. In augustus kan de temperatuur toenemen met 2,8 tot 8,9°C. Niet alleen de gemiddelde maandtemperaturen, maar ook de temperatuur op de warmste en koudste dagen zal duidelijk stijgen. De verwachte toename van de gemiddelde dagtemperatuur voor de 10 % koudste dagen bedraagt 1,5 tot 6°C tijdens de winter, en 2 tot 5°C tijdens de herfst (winter en herfst zijn de seizoenen waarin deze stijging het sterkst is). Voor de 10 % warmste dagen is deze stijging het sterkst in de zomer en bedraagt ze 3,2 tot 9,5°C. Dit betekent dat er tegen het einde van de 21^{ste} eeuw tijdens de zomer heel wat meer

³⁰ Het klimaat is de gemiddelde weersgesteldheid over een periode van enkele decennia of langer. Het wordt beschreven aan de hand van variabelen zoals temperatuur, neerslag of wind.

erg warme dagen zullen zijn. De jaar- en seizoentemperaturen en de frequentie van hittegolven zijn trouwens al significant toegenomen sinds de jaren 1990. Tijdens de 20^{ste} eeuw steeg de jaargemiddelde temperatuur met ongeveer 2°C.

1.3.2 Verdamping en neerslag

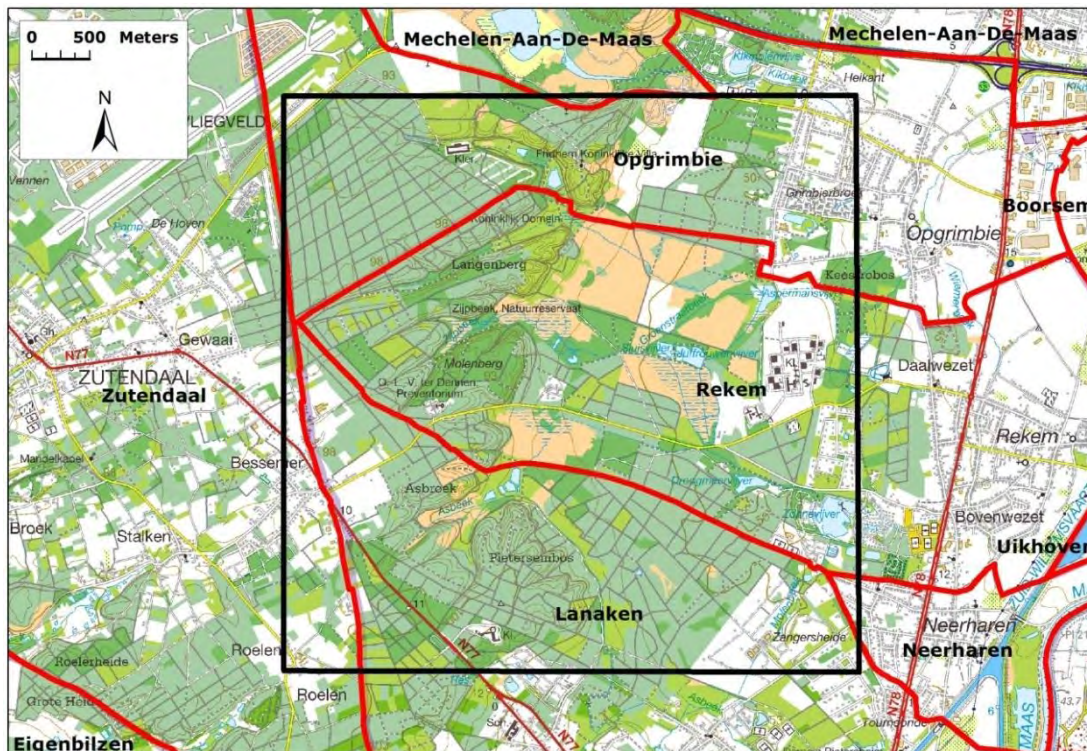
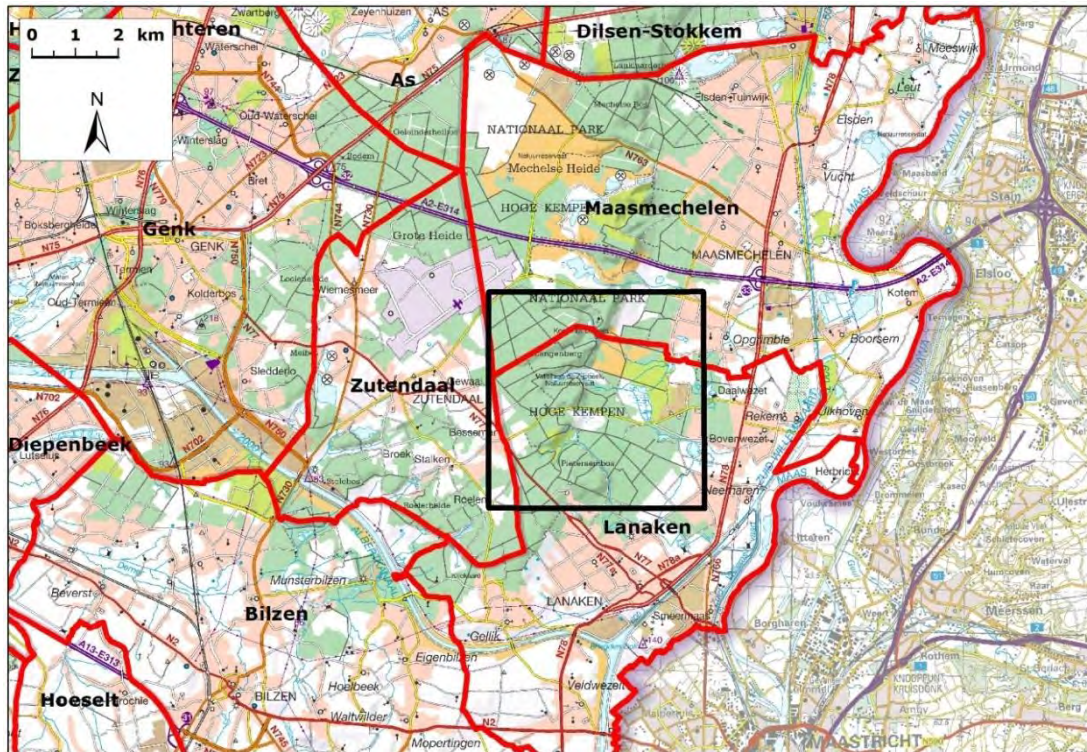
Door de temperatuuropenname neemt de hoeveelheid verdamping toe, zowel in de winter als in de zomer. In augustus kan deze evapotranspiratie toenemen met 73 %. In de lente zijn er zowel scenario's die een toename als een afname van de verdamping geven. Ook de neerslag neemt toe in de winter. De neerslagverandering in de zomer is complexer: de totale neerslaghoeveelheden worden waarschijnlijk kleiner; er zouden minder regenbuien optreden maar hevige zomeronweders kunnen extremer zijn en zullen zich vaker voordoen. Doorrekeningen met regionale klimaatmodellen tonen voor België een evolutie naar drogere zomers.

1.3.3 Wind

Berekeningen voor zowel het nat, het gematigd als het droog klimaatscenario tonen een toename van de gemiddelde windsnelheid tijdens de wintermaanden. De windsnelheid zou vergeleken met de referentieperiode 1961-1990 systematisch 10 à 20 % hoger liggen tegen het einde van de 21^{ste} eeuw. De resultaten voor de zomermaanden leveren geen eenduidig beeld op.

2 Situering

Het landschapsvenster situeert zich in het zuidoosten van de provincie Limburg, meer bepaald in de gemeente Lanaken (deelgemeenten Rekem en Lanaken), in de gemeente Maasmechelen (deelgemeente Opgrimbie) en in de gemeente Zutendaal (figuur 1).

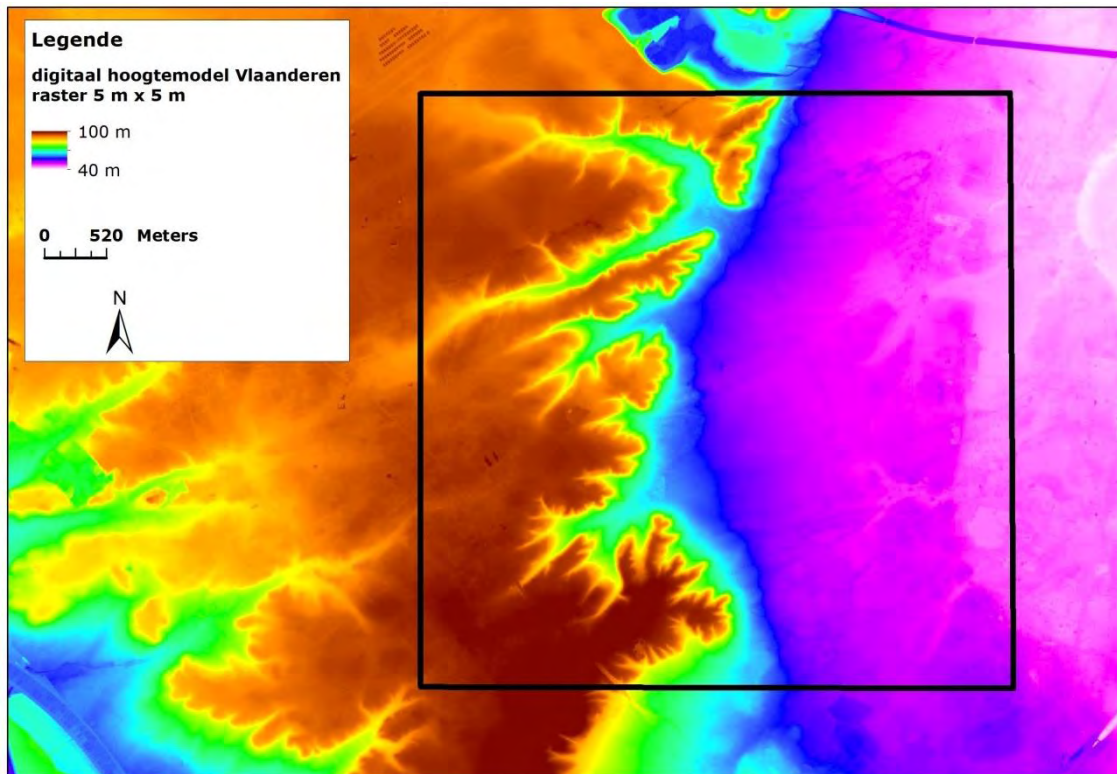


Figuur 28. Situering van het landschapsvenster.

3 Abiotische gegevens

3.1 Reliëf en bodem

Het landschapsvenster kent uitgesproken reliëfverschillen (figuur 2). De hoogteligging varieert van zo'n 50 m TAW tot zo'n 100 m TAW. Er is een gradiënt aanwezig in het landschapsvenster van west naar oost. Het westelijk gedeelte is het hoogst gelegen en maakt deel uit van het Kempens plateau, het oostelijk deel kent een lagere hoogteligging en behoort tot de vallei van de Grensmaas. Tussen het plateau en de vallei ligt een natuurlijke steilrand. Lokaal kent de steilrand een grillig verloop door de beekvalleien.

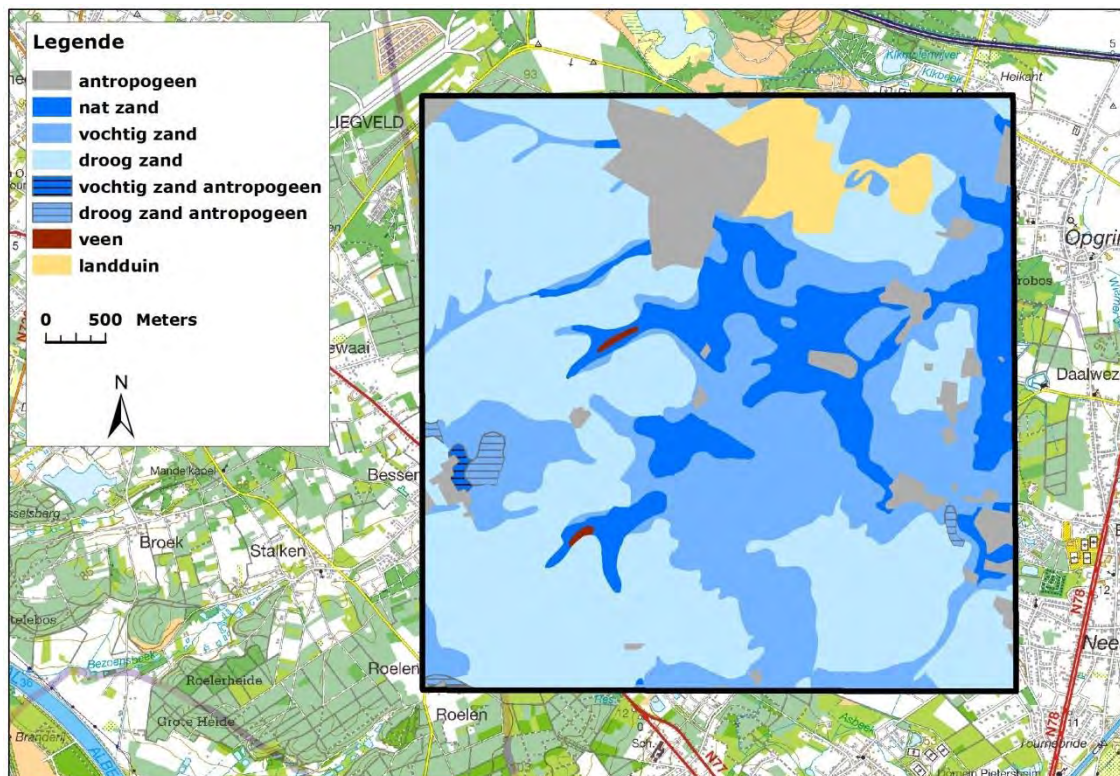


Figuur 29. Digitaal hoogtemodel voor het landschapsvenster en directe omgeving.

In het landschapsvenster komen voornamelijk zandige bodems voor (figuur 3), met textuurklassen Z (zand) of S (lemig zand). Zandbodems nemen 73 % van de oppervlakte voor hun rekening, lemig zand beslaat 15 %. Landduin neemt zo'n 4 % van de oppervlakte in en is gelegen in het noordoostelijk deel van het venster. Veengebieden komen slechts beperkt voor en zijn gesitueerd rond de bovenloop van de Ziepbek en van de Afloop Molenbek.

Que drainageklassen domineren klasse b (droge gronden, 38 % van de oppervlakte van het landschapsvenster), c (matig droge gronden, 21 %) en e (natte gronden, 12 %). De droge gronden zijn vooral gesitueerd in het westelijk gedeelte van het landschapsvenster. De natte gronden bevinden zich hoofdzakelijk centraal en in de oostelijke helft, met name in de vallei van de Ziepbek.

Qua profielontwikkeling komen vooral gronden voor van klasse g (51 % van de oppervlakte van het landschapsvenster, gronden met duidelijke humus en/of ijzer B horizont) en f (32 %, gronden met weinig duidelijke humus of/en ijzer B horizont).



Figuur 30. De bodemkaart van het landschapsvenster.

3.2 Hydrografie

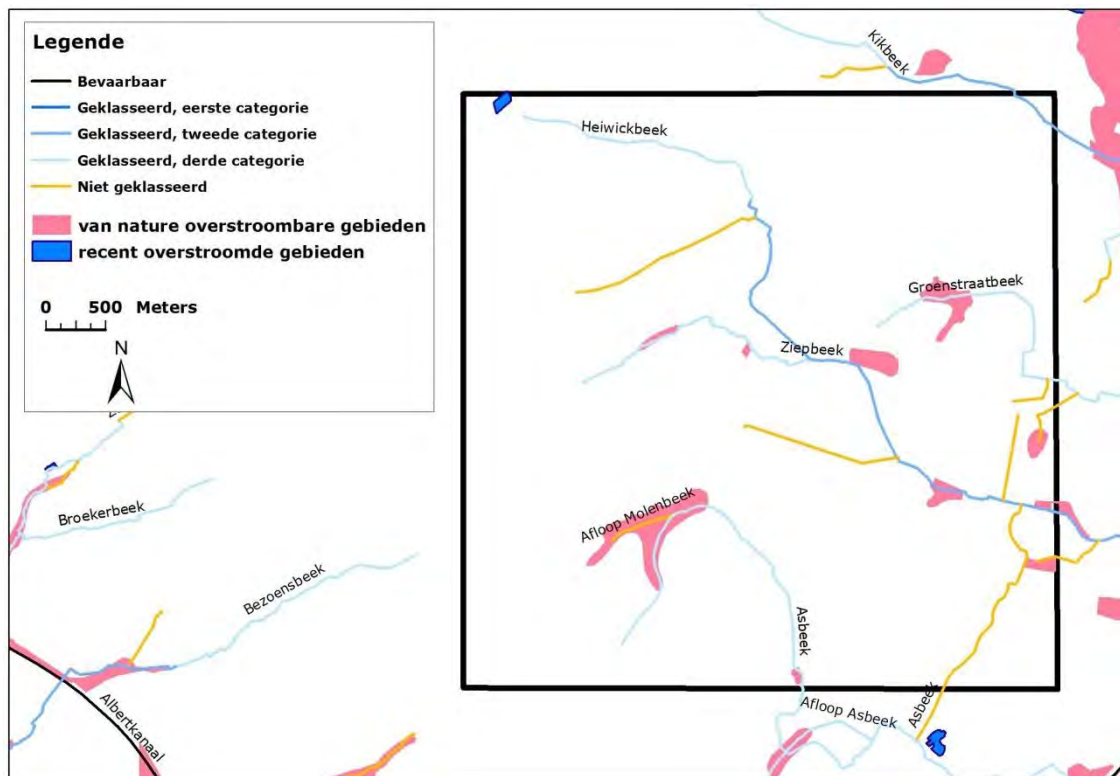
De belangrijkste waterlopen in het landschapsvenster zijn de Ziepbeek, de Asbeek, de Heiwickbeek en de Groenstraatbeek (figuur 4).

3.3 Hydrologie

Het westelijk deel van het landschapsvenster, het Kempens plateau, fungeert als infiltratiegebied en heeft zeer diepe grondwaterstanden. Lokaal kunnen hangwatersystemen voorkomen op minder permeabele lagen.

Ten oosten van het plateau bevindt zich het middenterras. Door een aanzienlijk hoogteverschil treedt hier aan de voet voedselarm grondwater uit (kwel), wat tevens de voeding vormt voor de diep ingesneden bronbeken (zoals de Ziep- en Asbeek). Op de hellingen komen hellingveentjes voor.

In het oostelijk deel van het landschapsvenster bevindt zich het laagterras van de Maas. Het Kempens plateau staat hydrologisch in zeer nauw contact met het grondwaterlichaam van de Grensmaasvallei. Bij peilveranderingen in de Grensmaas, reikt die invloed tot kilometers ver in het grondbed en kan er bijgevolg een impact optreden in het landschapsvenster.



Figuur 31. De waterlopen en de van nature en recent overstroombare gebieden in het landschapsvenster en omgeving.

Habitattypes die hoge grondwaterstanden vereisen omvatten overgangs- en trilveen (habitattype 7140) en alluviale bossen (habitattype 91E0). Dergelijke habitattypes kennen winterse inundaties en in de zomer zakt het waterpeil maximaal enkele decimeters onder het maaiveld (T'jollyn et al, 2009).

Natte heide (habitattype 4010) kent slechts sporadisch inundaties. Het water kan er iets dieper wegzakken met gemiddeld laagste grondwaterstanden van 80 cm onder maaiveld (T'jollyn et al, 2009).

Psammofiele heide met Calluna- en Genista-soorten (habitattype 2310), zuurminnende beukenbossen (9120) en zuurminnende eikenbossen (9150) kennen meestal droge condities met grondwater dat meestal diep onder maaiveldniveau staat in winter en zomer (T'jollyn et al, 2009).

Duurlijnen voor piëzometers in het landschapsvenster zijn voorgesteld in bijlage 1.

3.4 Waterkwaliteit

3.4.1 Oppervlaktewaterkwaliteit

Metingen en analyses van het oppervlaktewater worden opgevolgd door de VMM. De resultaten kunnen geraadpleegd worden op de website van de VMM (www.vmm.be).

Een evaluatie van de fysico-chemische waterkwaliteit gebeurt in Vlaanderen dikwijls door de Prati-index (PI). De Prati-index wordt berekend op basis van het percentage zuurstofverzadiging, het biochemisch zuurstofverbruik en de concentratie aan ammoniakale stikstof.

Bij de beoordeling van de biologische waterkwaliteit wordt in Vlaanderen gebruikgemaakt van de MMIF (Multimetrische Macro-invertebratenindex Vlaanderen) op basis van macro-invertebraten. De MMIF houdt o.a. rekening met het totaal aantal aangetroffen taxa, de diversiteit en de gevoeligheid van de taxa voor vervuiling.

De PI en de MMIF voor meetpunten binnen of net buiten het landschapsvenster staan weergegeven in tabel 1. De locatie van de meetpunten zijn aangegeven in figuur 5.

Voor de Groenstraatbeek zijn de meetlocaties gelegen net buiten het landschapsvenster. De beoordeling van de fysico-chemische waterkwaliteit voor de Groenstraatbeek is, in stroomafwaartse volgorde: verontreinigd, zwaar verontreinigd en verontreinigd. De beoordeling van de biologische waterkwaliteit is voor alle meetpunten slecht.

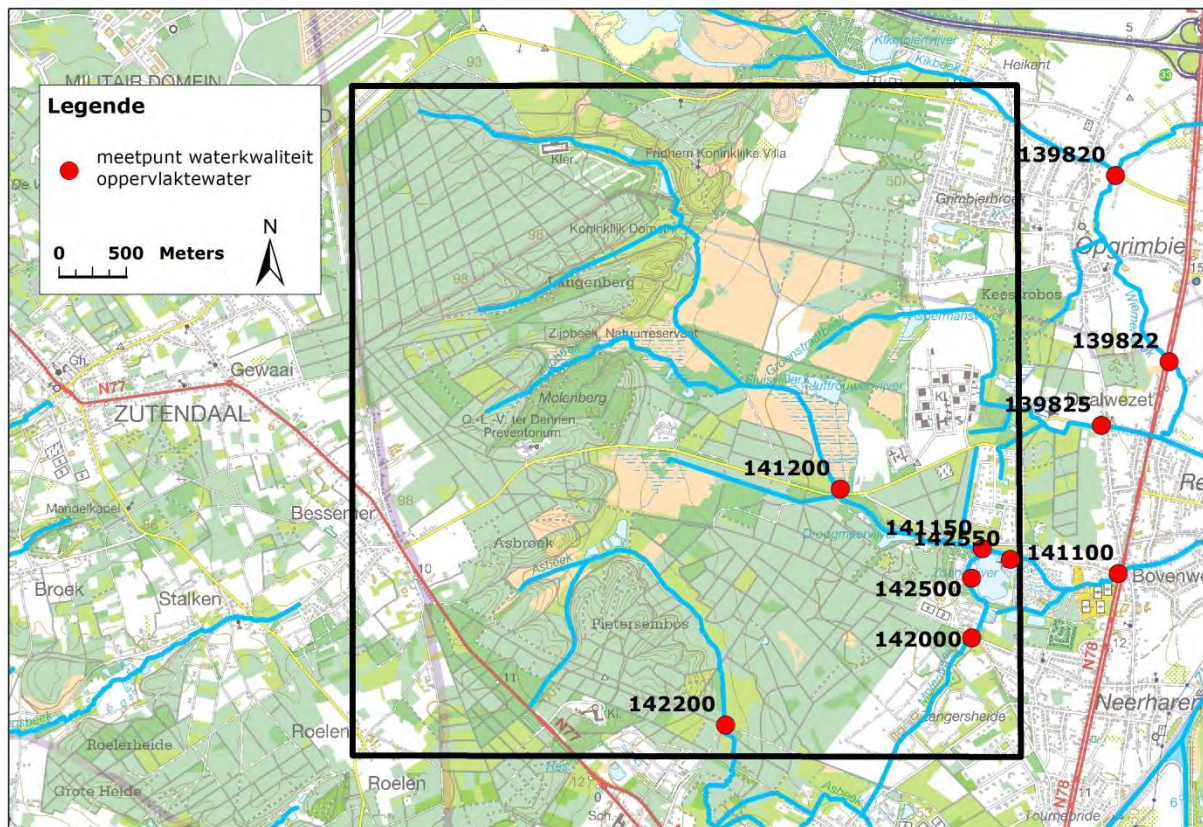
De beoordeling van de fysico-chemische waterkwaliteit voor de Ziepbek is, in stroomafwaartse volgorde: aanvaardbaar, matig verontreinigd en niet verontreinigd. De beoordeling van de biologische waterkwaliteit is steeds matig.

De beoordeling van de fysico-chemische waterkwaliteit voor de Asbeek is, in stroomafwaartse volgorde: aanvaardbaar en matig verontreinigd. De beoordeling van de biologische waterkwaliteit is voor alle meetpunten matig.

De beoordeling van de fysico-chemische waterkwaliteit voor de Zonnevijver is aanvaardbaar en niet verontreinigd.

Tabel 33. Resultaten van de Prati-index (PI) en de Multimetriche Macro-invertebratenindex Vlaanderen (MMIF) voor meetpunten binnen of net buiten het landschapsvenster.

Meetpunt	Omschrijving	PI (jaar)	MMIF (jaar)
Groenstraatbeek			
139820	Opgrimbie, Weg naar Zutendaal, thv mast, opw brug	5,7 (2009)	0,2 (2009)
139822	Rekem, Steenweg, opw weg	9,2 (2009)	0,2 (2009)
139825	Rekem, kruispunt Daalbroekstr-Heirbn, opw weg	5,9 (2009)	0,3 (1997)
Ziepbeek			
141100	Rekem, opw kruispunt van de Heidestr met de Steenweg	1,4 (2009)	0,6 (2009)
141150	Rekem, via terrein Zonnevijvers, 3m afw Asbeek	2,3 (2009)	0,5 (2009)
141200	Rekem, Daalbroekstraat, vanuit Zutendaal:voor kruising met Heidestraat, 10 m opw weg	0,4 (2013)	0,7 (2004)
Asbeek			
142000	Neerharen, Paalsteenlaan	3,2 (2009)	0,6 (2009)
142200	Pietersenbos, einde Lepelvorm-weg, achter SanLanaco	1,7 (2009)	0,6 (2009)
Zonnevijver			
142550	Zonnevijver (kleine vijver); Rekem, midden van strand (zwemzone)	1,3 (2013)	geen meting
142500	Zonnevijver (grote vijver); Rekem, midden v. strand, t.h.v. paal	0,7 (2013)	geen meting



Figuur 32. Locatie van de meetpunten voor oppervlaktewaterkwaliteit binnen of net buiten het landschapsvenster.

3.4.2 Grondwaterkwaliteit

De grondwaterkwaliteit is voor verschillende piëzometers gelegen binnen het landschapsvenster bepaald in 2013. In bijlage 2 wordt de grondwaterkwaliteit van deze staalnameplaatsen voorgesteld door Maucha diagrammen. De conductiviteit is steeds vrij laag wat kenmerkend is voor zandbodems. Nergens is er sprake van lithocliën grondwater³¹. Opmerkelijk is dat heel wat sites een hoog sulfaatgehalte (SO₄) kennen. Dit kan duiden op nitraataanrijking. Door denitrificatie van nitraat kan pyriet immers oxideren met vrijstelling van sulfaat (en gasvormige stikstofverbindingen).

3.5 Vismigratieknelpunten

Op de databank vismigratieknelpunten (vismigratie.vmm.be/vismigratie) worden knelpunten aangegeven voor de Ziepbek:

binnen het landschapsvenster ligt een monnik ter hoogte van de droogmeervijver en een duiker net stroomafwaarts de Zonnevijver;

buiten het landschapsvenster liggen 2 duikers te Rekem, een sifon aan de ZuidWillemsvaart en een bodemplaat nabij de uitmonding in de Grensmaas.

Leyman et al. (2010) geven vismigratieknelpunten aan voor de Asbeek (allen gelegen net zuiden van het landschapsvenster):

twee te hoog gelegen parallelle duikers, waarlangs de Asbeek onder een bosweg doorstroomt,

betonnen verdeelwerk en de daarop volgende inbuizing en stuw ter hoogte van de aftakking van de Asbeek naar de Ziepbek,

stuw op de Asbeek, ter hoogte van een aftakking naar een privé vijver.

3.6 Atmosferische depositie

3.6.1 Verzurende deposities

Verzuring wordt omschreven als de gezamenlijke effecten van luchtverontreinigende stoffen die via de atmosfeer worden aangevoerd en waaruit zuren (zwavelzuur en salpeterzuur) kunnen gevormd worden. Niet-verontreinigd, natuurlijk wolken- en regenwater heeft een pH of zuurtegraad van 5,65. Een pH kleiner dan 5,65 betekent dat er verzuring is opgetreden. De natuurlijke evenwichtssituatie wordt verstoord door emissie van potentieel verzurende stoffen, namelijk zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (stikstofmonoxide NO en stikstofdioxide NO₂, samen aangeduid als NO_x), ammoniak (NH₃) en hun reactieproducten. Antropogene activiteiten zoals de landbouw (veeteelt) en het gebruik van fossiele energiebronnen veroorzaken potentieel verzurende emissies.

Door verzuring vindt er uitwisseling tussen H⁺ en kationen gebonden aan het bodemadsorptiecomplex (met name Ca²⁺, Mg²⁺ en K⁺) plaats. Deze kationen spoelen uit naar het grondwater waardoor er uiteindelijk een gebrek aan deze mineralen voor planten kan optreden. De mate van bezetting van deze kationen aan bodemdeeltjes (de basenverzadiging) neemt sterk af, waarna de pH verder daalt en achtereenvolgens aluminium(hydr)oxiden kunnen oplossen. Opgelost aluminium heeft een potentieel toxisch effect op wortels met bijbehorende mycorrhiza-schimmels hetgeen een negatief effect kan hebben op de P-opname door de plant (Lucassen et al., 2014).

Door de daling van de pH, door giftige effecten van opgeloste metalen, verlaging van de buffercapaciteit en veranderde nitraat/ammonium-verhoudingen verdwijnen karakteristieke plantensoorten van voedselarme, zwakgebufferde omstandigheden. In zwakgebufferde natte heiden verdwijnen bv. soorten zoals blauwe knoop en klokjesgentiaan. In zwakgebufferde wateren kunnen soorten als Oeverkruid minder optimale groeiomstandigheden kennen. Hiervoor komen stikstofminnende en zuurtolerante grassen en russen in de plaats, zoals knolrus in vennen en pijpenstrootje in natte heide (van Turnhout et al., 2008).

Effecten van toenemende aluminium-, lood- en ijzerconcentraties op de fysiologie en overleving van watermacrofauna zijn meermaals aangetoond. Zo komen waterorganismen met een grote calciumbehoefte (mollusken, kreeftachtigen) in de

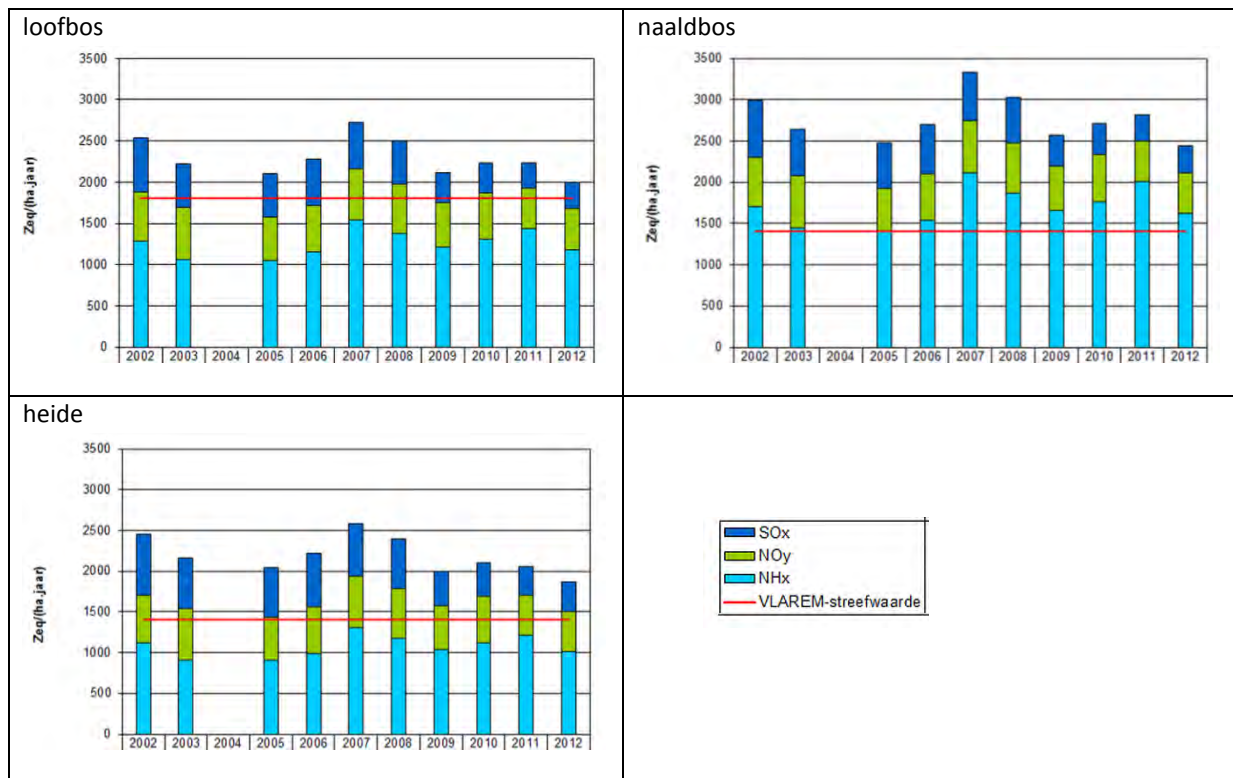
³¹ dit is grondwater dat door bodempassage verrijkt is met mineralen, met name calcium en bicarbonaat

problemen door het versneld uitspoelen van kationen (met name calcium) als gevolg van zure neerslag. Voor vissen is een heel scala aan fysiologische effecten aangetoond, uiteenlopend van kieuwbeschadigingen en een verstoord metabolisme tot een minder goed uitkomen van de eieren (van Turnhout et al., 2008).

Landdieren nemen meer metalen op in verzuurde milieus in vergelijking met een niet-verzuurde milieus. Over mogelijke effecten van de ophoping van zulke stoffen ('bioaccumulatie') op succes van voortplanting, overleving en populatiegrootte van deze dieren is nauwelijks iets bekend (van Turnhout et al., 2008).

De luchtkwaliteit voor verzuring wordt net ten noordwesten van het landschapsvenster gemeten, meer bepaald in het militair domein Maasmechelen (X-coördinaat: 237024, Y-coördinaat: 183722).

De evolutie van de totale (natte + droge) verzurende depositie voor de meetplaats te Maasmechelen in de periode 2002-2012 op loofbos, naaldbos en heide is weergegeven op figuur 6. De totale verzurende depositie daalt en stijgt doorheen de periode 2002-2012, en kent daardoor geen trend. In alle meetjaren ligt de gemeten depositie hoger dan de VLAREM-streefwaarde, zowel bij loofbos, naaldbos als heide.



Figuur 33. De totale (natte + droge) verzurende depositie in de periode 2002-2012 op loofbos, naaldbos en heide voor de meetplaats te Maasmechelen (bron: www.vmm.be/lucht/mmeetresultaten/verzuring).

3.6.2 Stikstof deposities

De stikstofdepositie omvat de droge en natte depositie van stikstofhoudende verbindingen. Depositie is het resultaat van grensoverschrijdende luchtverontreiniging, waar zowel Vlaamse als buitenlandse emissiebronnen toe bijdragen. De indicatorwaarden zijn gebaseerd op modelberekeningen per kilometerhok, uitgevoerd met het atmosferisch verspreidingsmodel VLOPS (Vlaamse versie Operationeel Prioritaire Stoffen).

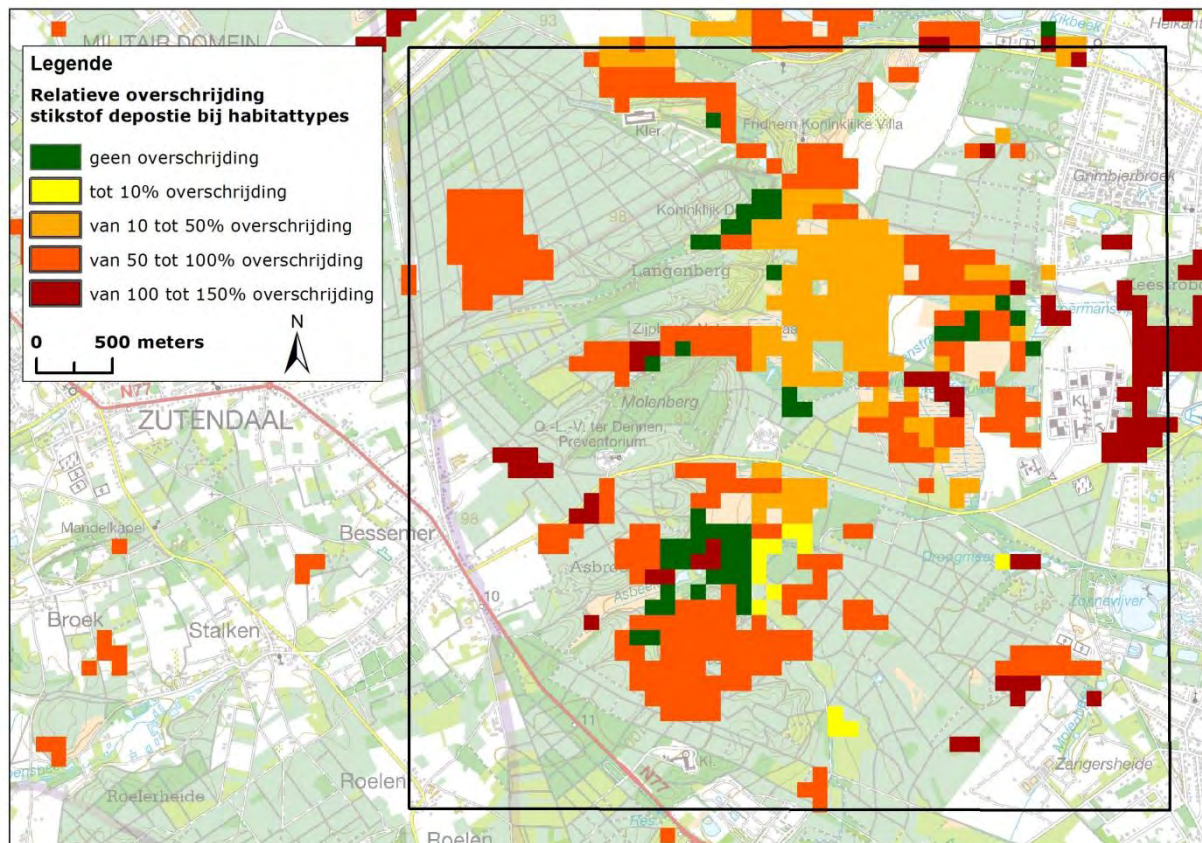
Voor een hele reeks habitattypes en regionaal belangrijke biotopen gelden kritische drempelwaarden voor stikstof (Hens & Neiryck, 2013). De kritische drempelwaarde is de maximaal toelaatbare depositie per eenheid van oppervlakte voor een bepaald ecosysteem zonder dat er – volgens de huidige kennis – verandering in de biodiversiteit optreedt op lange termijn.

Vermesting zorgt voor een versnelde groei van hogere planten. Dit betekent dat de vegetatiesuccessie sneller verloopt en dat de samenstelling, structuur en voedselkwaliteit van de vegetatie verandert. Over het algemeen treedt als gevolg van vermisting in heide vergrassing op. Hoge, breedbladige grassoorten zoals bochtige smele en pijpenstrootje kunnen zeer efficiënt gebruik maken van de extra stikstof die beschikbaar komt. Doordat deze soorten veel sneller gaan groeien,

ontstaat er concurrentie om licht. Kleine kruidachtigen, dophei, struikhei en lage smalbladige grassen zoals schapengras en buntgras worden benadeeld (van Turnhout et al., 2008).

Vermesting beïnvloedt de groeicyclus van planten. De planten groeien harder en het eiwitgehalte in de plant zal (in eerste instantie) stijgen. Voor rupsen van vlindersoorten die gedurende korte tijd in het vroege voorjaar foerageren, is dat gunstig. Rupsen die pas in het late voorjaar of de zomer uitkomen, worden benadeeld omdat de voedingswaarde van de planten dan al gaat dalen; vroeger in het seizoen dan voorheen (van Turnhout et al., 2008).

Figuur 7 toont de overschrijding van de kritische drempelwaarden voor vermisting in habitattypes binnen het landschapsvenster. In slechts een beperkt aantal gebieden met habitattypes komen geen overschrijdingen voor. In het merendeel van gebieden met habitattypes zijn er hoge overschrijdingen (>10 %) tot zeer hoge overschrijdingen (>50 %).

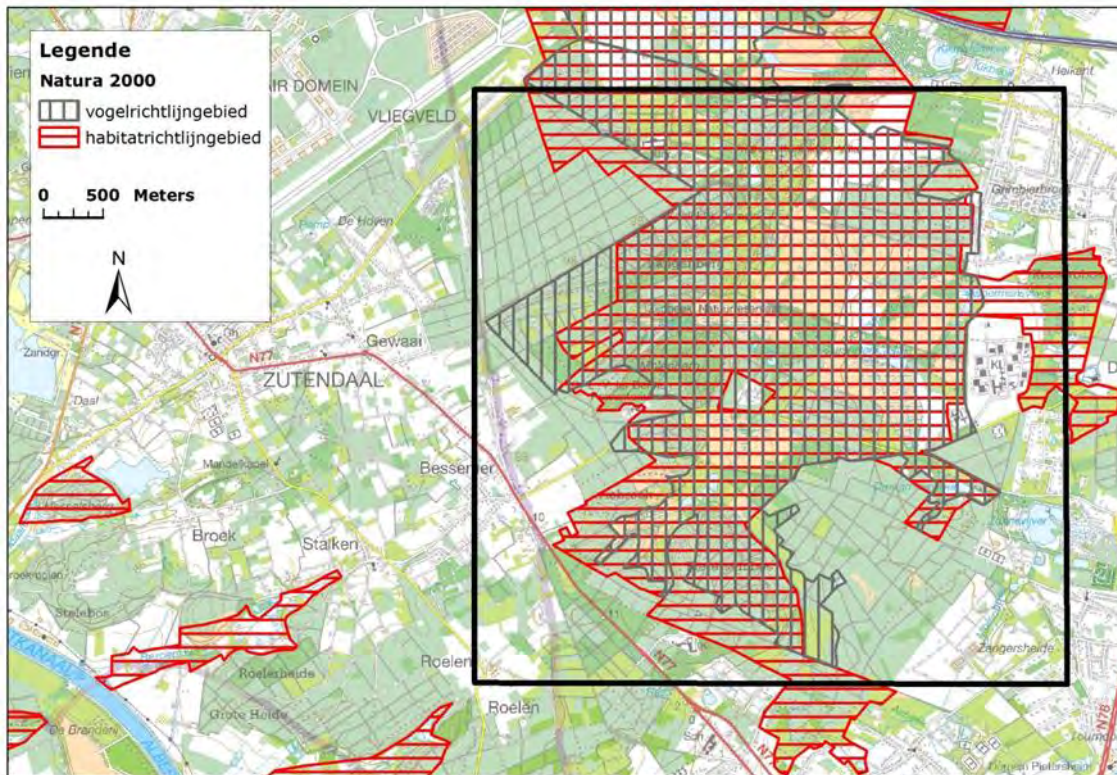


Figuur 34. De overschrijding van de kritische drempelwaarden voor vermisting bij de habitattypes in het landschapsvenster.

4 Ligging in beschermingszones

4.1 Natura 2000

Ongeveer de helft (49,6 %) van het landschapsvenster is aangeduid als habitatrictlijngebied (figuur 8): Mechelse heide en vallei van de Ziepbeek (Natura 2000 code: BE2200035). In totaal is dit habitatrictlijngebied 3741 ha groot. Tabel 2 toont de habitattypes van Bijlage I en soorten van Bijlage II of van Bijlage IV van de Europese Habitatrictlijn die zijn aangemeld voor dit habitatrictlijngebied (Besluit van de Vlaamse regering van 23 april 2014: aanwijzing van de instandhoudingsdoelstellingen en prioriteiten voor SBZ's BE2200035 en BE2200727).



Figuur 35. Natura 2000 gebieden binnen het landschapsvenster en in de directe omgeving.

Tabel 34. Habitattypes van Bijlage I en soorten van Bijlage II van de Europese Habitatrichtlijn waarvoor het habitatrichtlijngebied Mechelse heide en vallei van de Ziepbeek is aangewezen als speciale beschermingszone (Besluit van de Vlaamse regering van 23 april 2014). *: prioritaire habitat voor de Habitatrichtlijn.

Bijlage I habitats	
2310	Psammofiele heide met <i>Calluna</i> - en <i>Genista</i> -soorten
2330	Open grasland met <i>Corynephorus</i> - en <i>Agrostis</i> -soorten op landduinen
3110	Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (<i>Littorelletalia uniflorae</i>)
3130	Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot de <i>Littorelletalia uniflorae</i> en/of de <i>Isoeto-Nanojuncetea</i>
3160	Dystrofe vennen
4010	Noord-Atlantische vochtige heide met <i>Erica tetralix</i>
4030	Droge Europese heide
6230*	Soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)
6510	Laaggelegen schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)
7110	Actief hoogveen
7140	Overgangs- en trilveen
7150	Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het <i>Rhynchosporion</i>
9120	Atlantische zuurminnende beukenbossen met Ilex en soms ook Taxus in de ondergroei (<i>Quercion robori-petraeae</i> of <i>Ilici-Fagenion</i>);
9190	Oude zuurminnende eikenbossen met <i>Quercus robur</i> op zandvlakten
91E0*	Alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>).
Bijlage II soorten	
Drijvende waterweegbree (<i>Luronium natans</i>)	
Beekprik (<i>Lampetra planeri</i>)	
Gevlekte witsnuitlibel (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)	
Vliegend hert (<i>Lucanus cervus</i>)	
Kamsalamander (<i>Triturus cristatus</i>)	

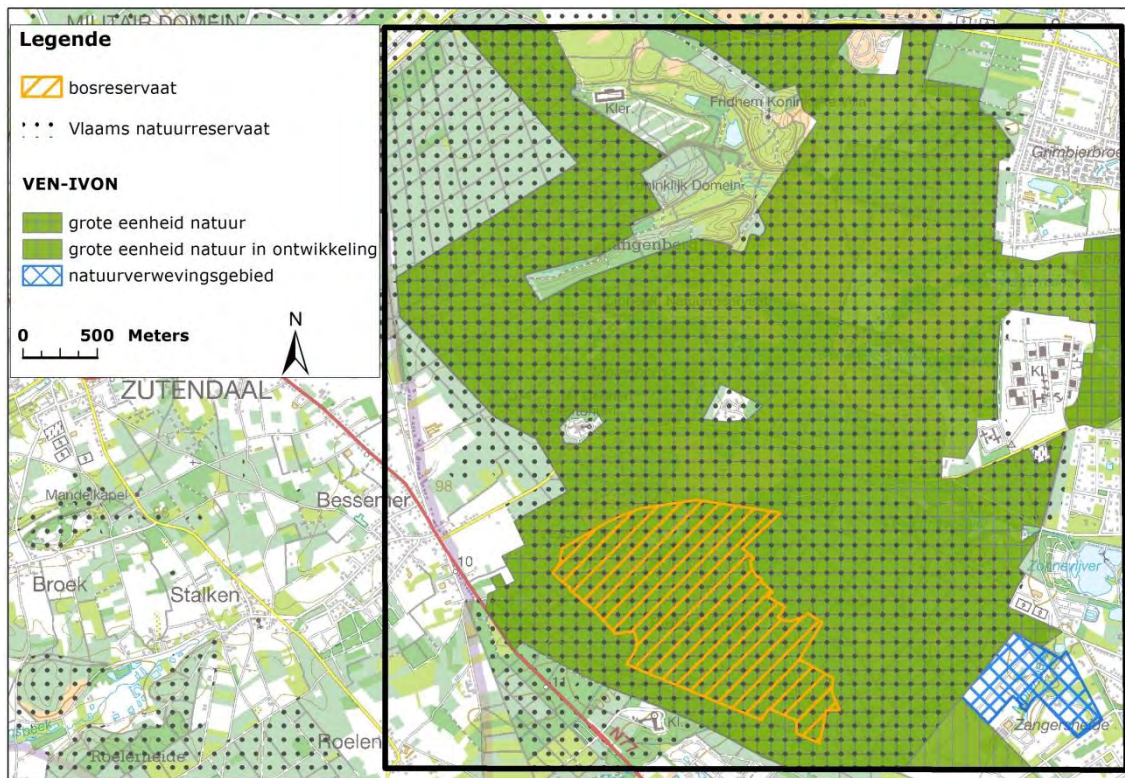
Iets minder dan de helft (43,8 %) van de oppervlakte in het landschapsvenster is aangeduid als vogelrichtlijngebied (figuur 8): De Mechelse Heide en Vallei van de Ziepbeek (Natura 2000 code: BE2200727). In totaal is dit vogelrichtlijngebied 2344 ha groot. Bijlage I broedvogels op basis waarvan het vogelrichtlijngebied is aangemeld omvatten: wespandief (*Pernis apivorus*: 3-4 koppels); korhoen (*Tetrao tetrix tetrix*: 5-8); nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*: 10-15); boomleeuwerik (*Lullula arborea*: 20); blauwborst (*Luscinia svecica*: 15) (Besluit van de Vlaamse Regering van 22/7/2005; B.S. 12/9/2005).

Het gebied is een doortrekgebied voor visarend (*Pandion haliaetus*) en kraanvogel (*Grus grus*) en een overwinteringsgebied voor blauwe kiekendief (*Circus cyaneus*).

4.2 VEN en bosreservaat

Een groot deel van het landschapsvenster is opgenomen in het VEN als grote eenheid natuur. In het zuidoostelijk deel van het landschapsvenster ligt een gebied aangeduid als grote eenheid natuur in ontwikkeling. Eveneens in het zuidoosten van het landschapsvenster komt een natuurverwevingsgebied voor (figuur 9).

Binnen het landschapsvenster situeert zich een deel van het Nationaal Park Hoge Kempen. In het zuidelijk deel van het landschapsvenster is er het bosreservaat Pietersembos (figuur 9).



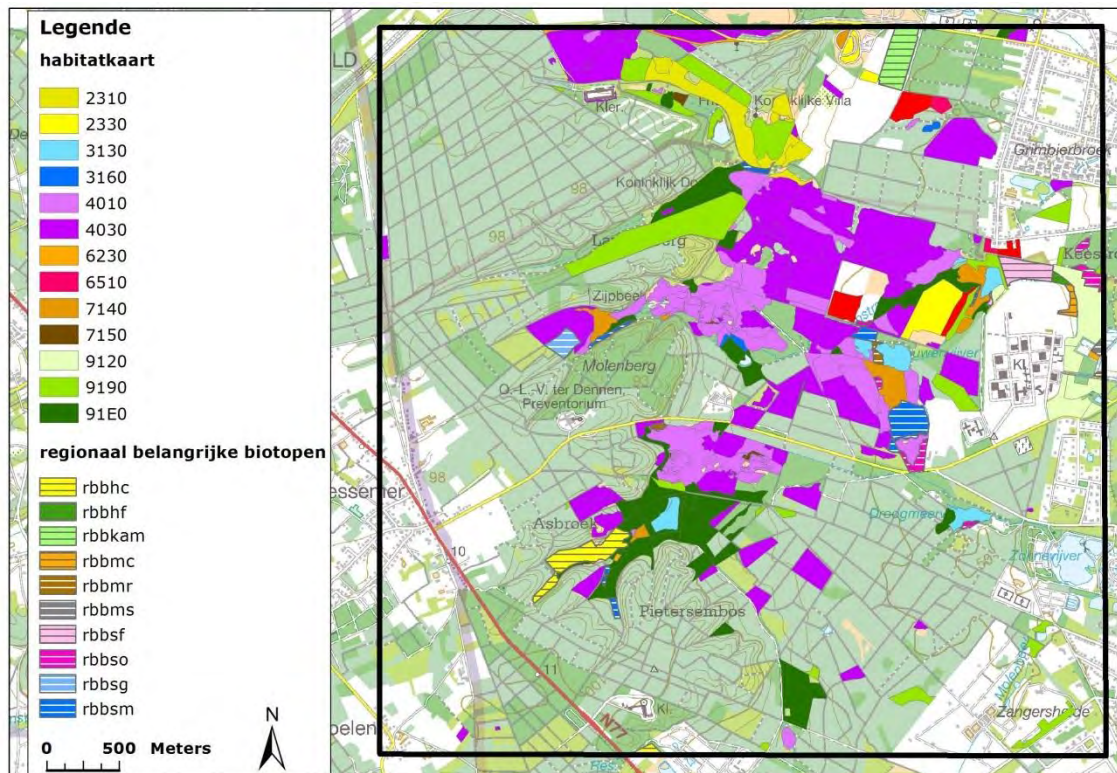
Figuur 36. VEN en bosreservaat binnen het landschapsvenster en in de directe omgeving.

5 Biotische gegevens

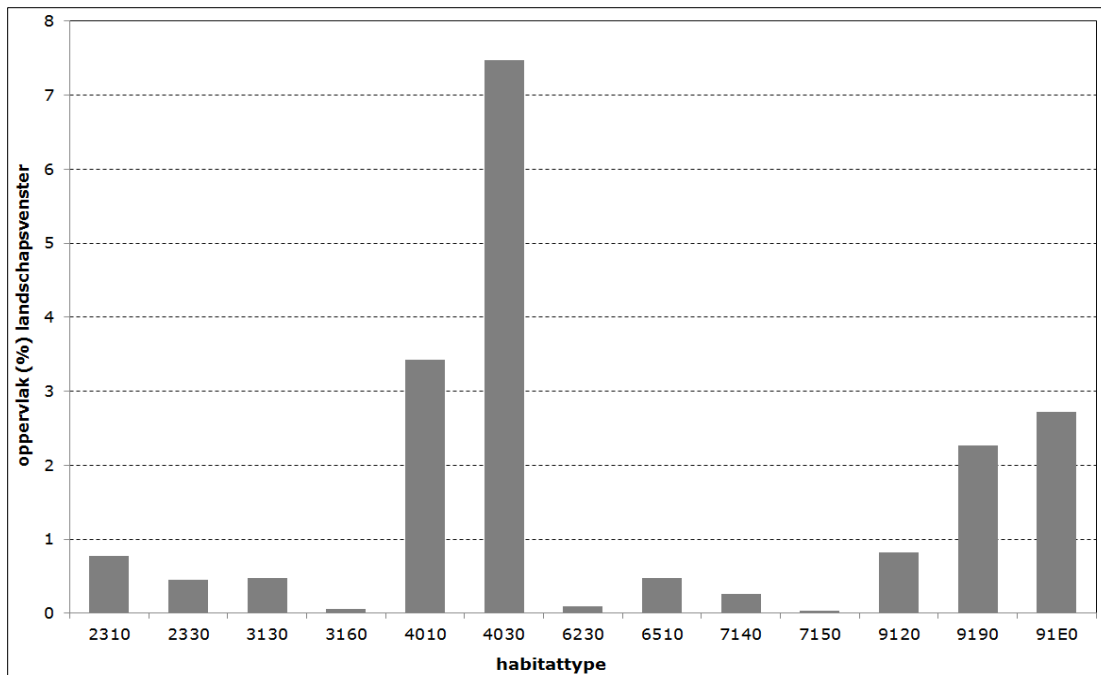
5.1 Vegetatie

5.1.1 Habitattypes en regionaal belangrijke biotopen

Binnen het landschapsvenster komen 13 habitattypes voor. Met uitzondering van het habitatype 3110 en het habitatype 7110 liggen alle aangemelde habitattypes (zie tabel 2) voor het habitatrictlijngebied Mechelse heide en vallei van de Ziepbeek binnen het landschapsvenster (figuur 10). Zo'n 10 % van het oppervlak wordt ingenomen door heide: zo'n 7 % droge heide en zo'n 3 % voor natte heide (figuur 11). De boshabitattypes binnen het landschapsvenster omvatten alluviale bossen (zo'n 3 % van het oppervlak), oude zuurminnende eikenbossen (zo'n 2 %) en Atlantische zuurminnende beukenbossen (zo'n 1 %).



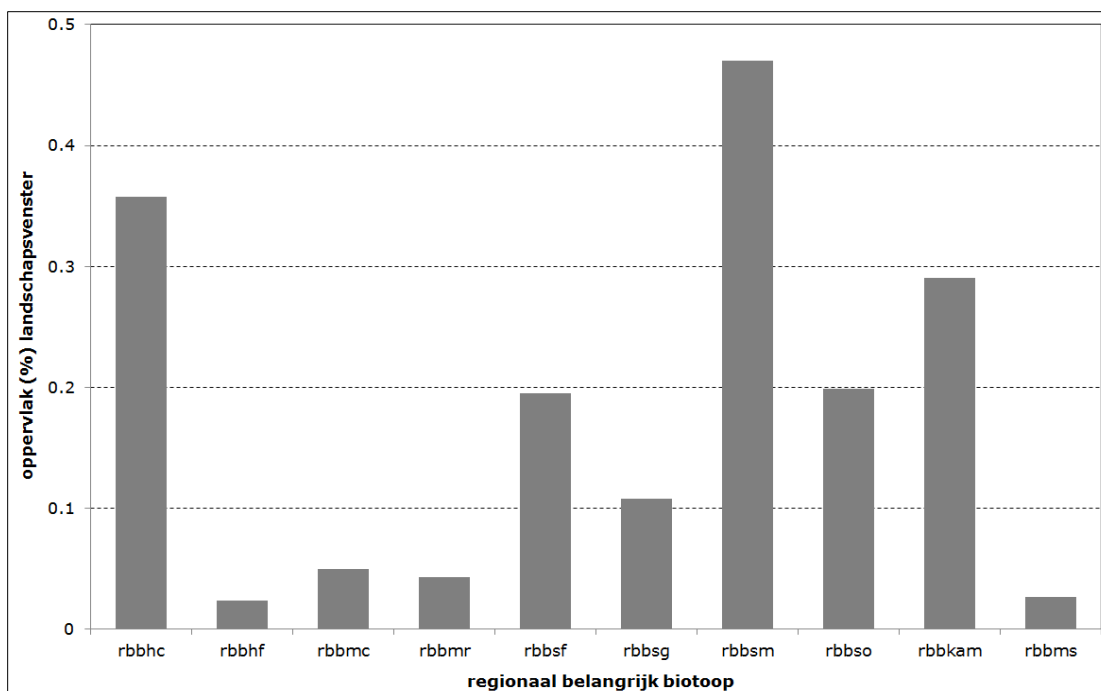
Figuur 37. Habitattypes en regionaal belangrijke biotopen voorkomend binnen het landschapsvenster.



Figuur 38. De oppervlakte-inname binnen het landschapsvenster (%) van de verschillende habitattypes.

De regionaal belangrijke biotopen komen slechts beperkt voor in het landschapsvenster. Hun gezamenlijke oppervlakte-inname bedraagt net geen 2 %. De regionaal belangrijke biotopen gageelstruweel (rbbsm), dotterbloemgrasland (rbbhc) en kamgrasland (rbbkam) nemen de grootste oppervlakten in (figuur 12).

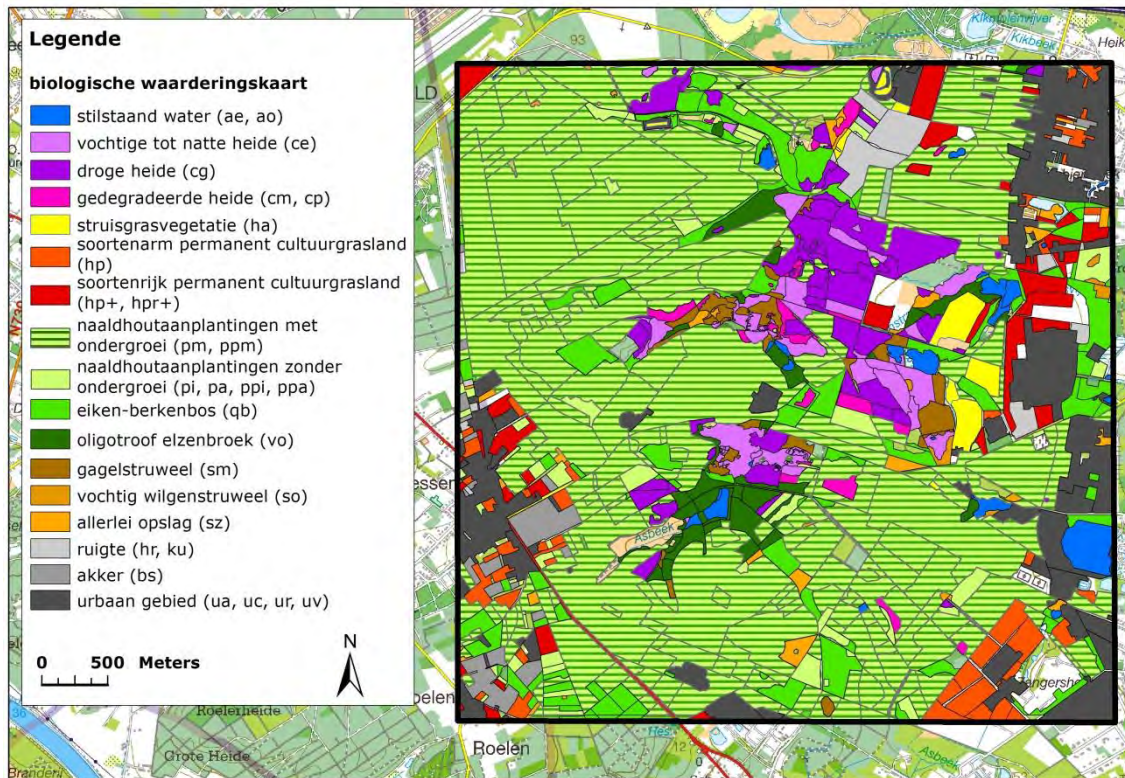
In het landschapsvenster komt het regionaal belangrijke biotoop structuurrijke, oude bestanden van grove den (rbppm) voor. In de recente habitatkaart is dit echter nog niet opgenomen (De Saeger et al., 2014), er is daarmee nog geen oppervlaktebepaling beschikbaar.



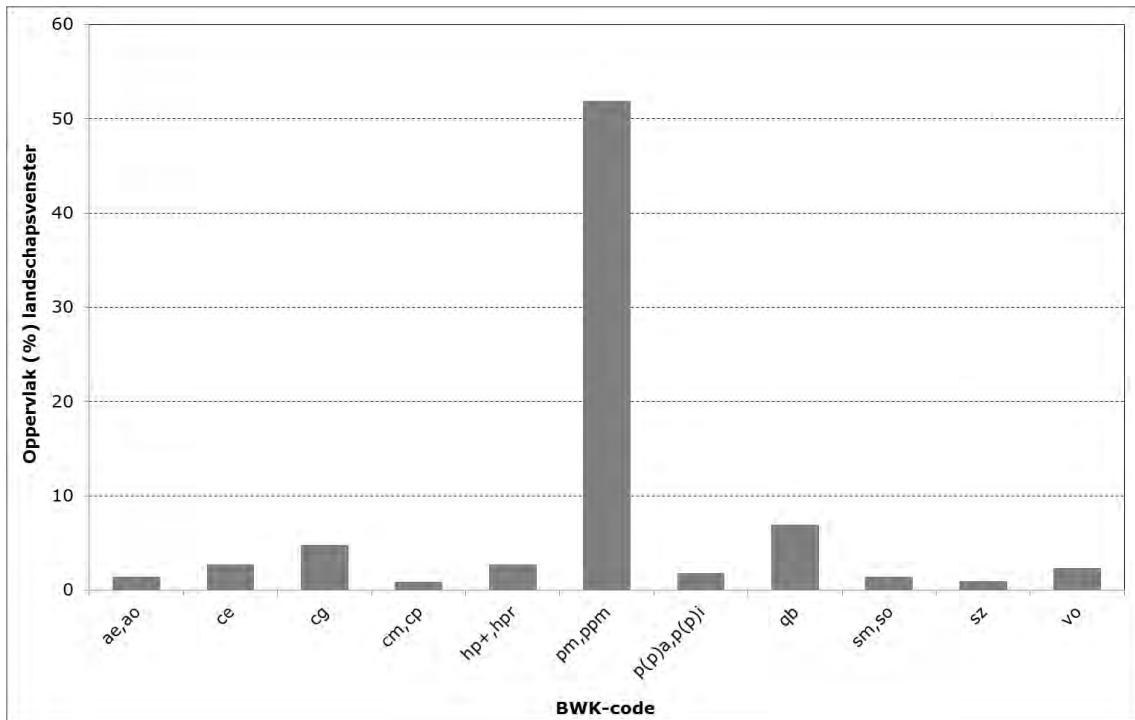
Figuur 39. De oppervlakte-inname binnen het landschapsvenster (%) van de verschillende regionaal belangrijke biotopen, met uitzondering van rbppm.

5.1.2 Biologische waarderingskaart

Naaldhoutbestanden met ondergroei (pm en ppm) hebben met iets meer dan de helft veruit de grootste ruimte-inname binnen het landschapsvenster. Urbane gebieden (u) nemen zo'n 10 % van het oppervlak in, heide (c) beslaat zo'n 8 %, eiken-berkenbos (qb) zo'n 7 % (figuur 13 en figuur 14).

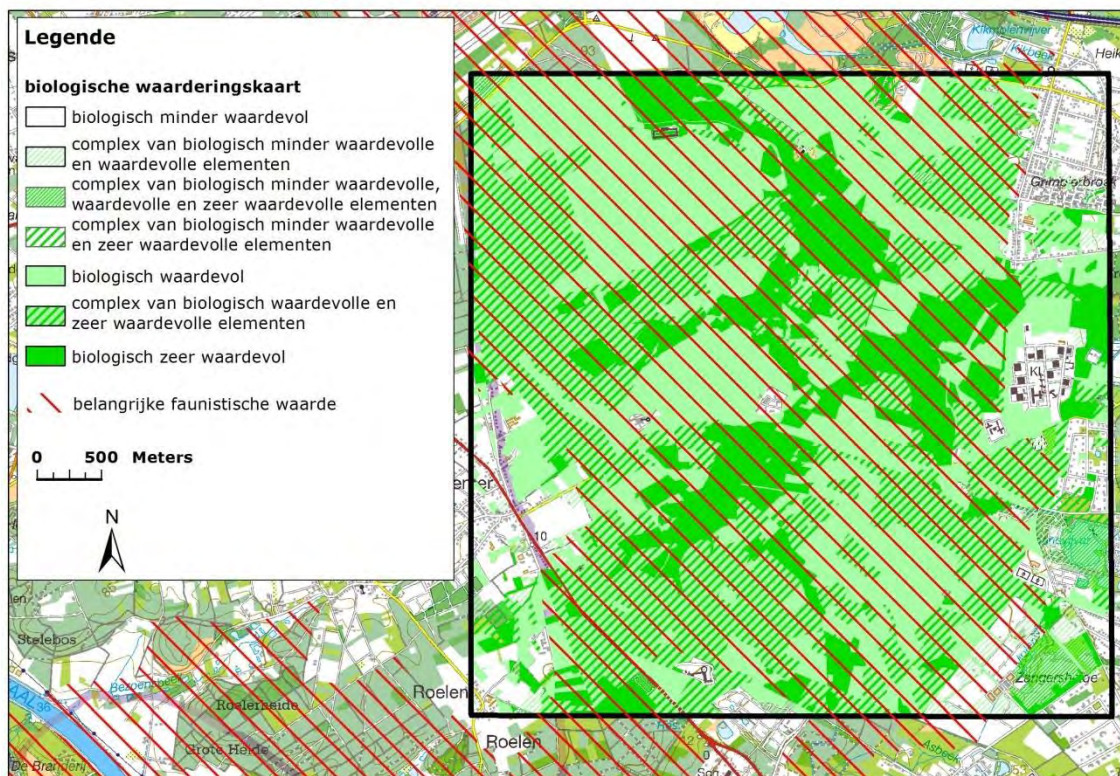


Figuur 40. De belangrijkste BWK-karteringseenheden binnen het landschapsvenster.

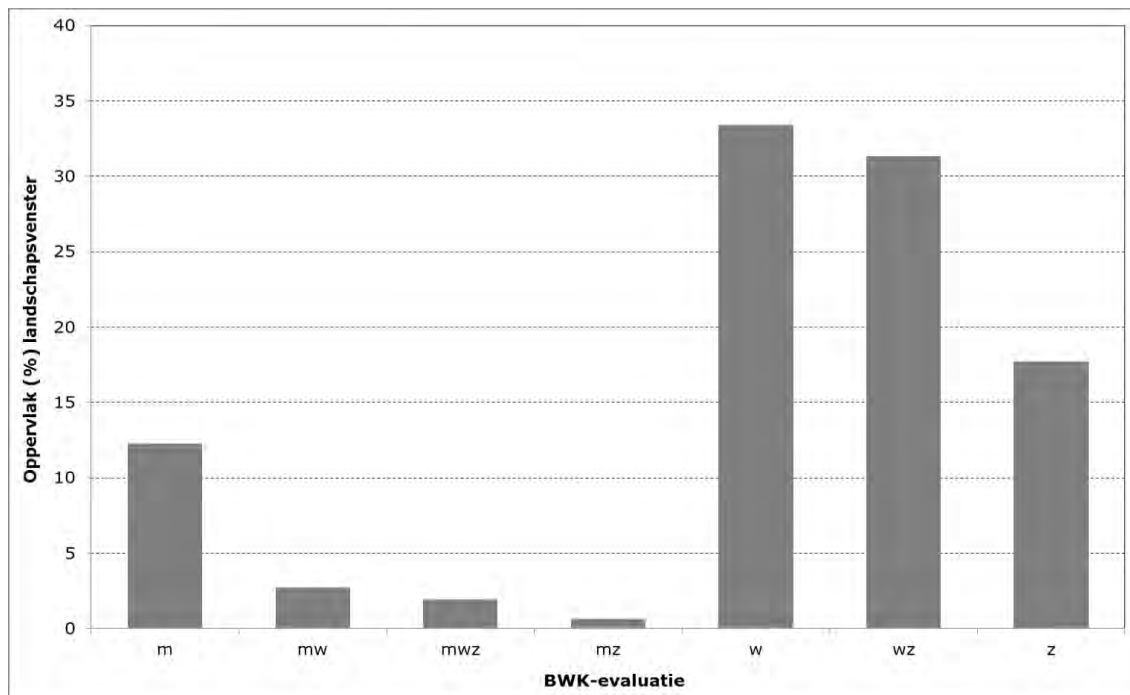


Figuur 41. De oppervlakte-inname binnen het landschapsvenster (%) van de belangrijkste BWK-karteringseenheden.

Ongeveer een derde van het landschapsvenster is biologisch waardevol, eveneens een derde is biologisch waardevol met zeer waardevolle elementen. Iets minder dan een vijfde van het landschapsvenster is biologisch zeer waardevol. Iets meer dan een tiende van het landschapsvenster is biologisch minder waardevol (figuur 15 en figuur 16).



Figuur 42. De biologische waardering binnen het landschapsvenster.

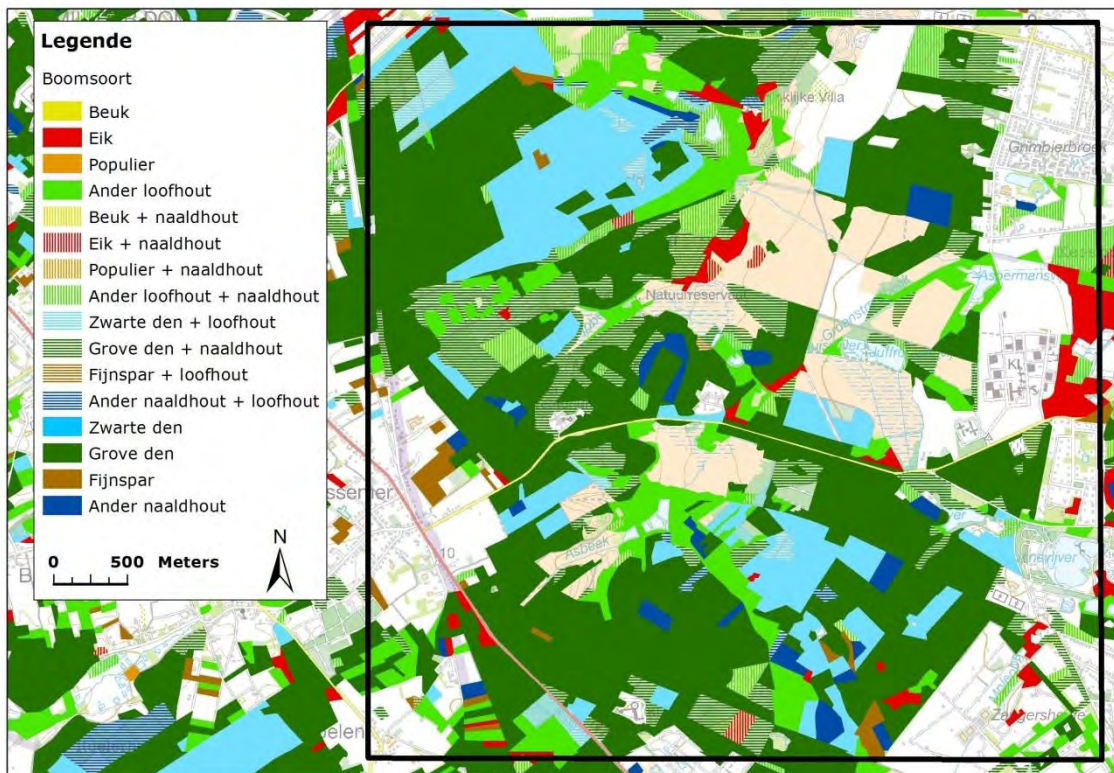


Figuur 43. De oppervlakte-inname binnen het landschapsvenster (%) van de verschillende waarderingsklassen.

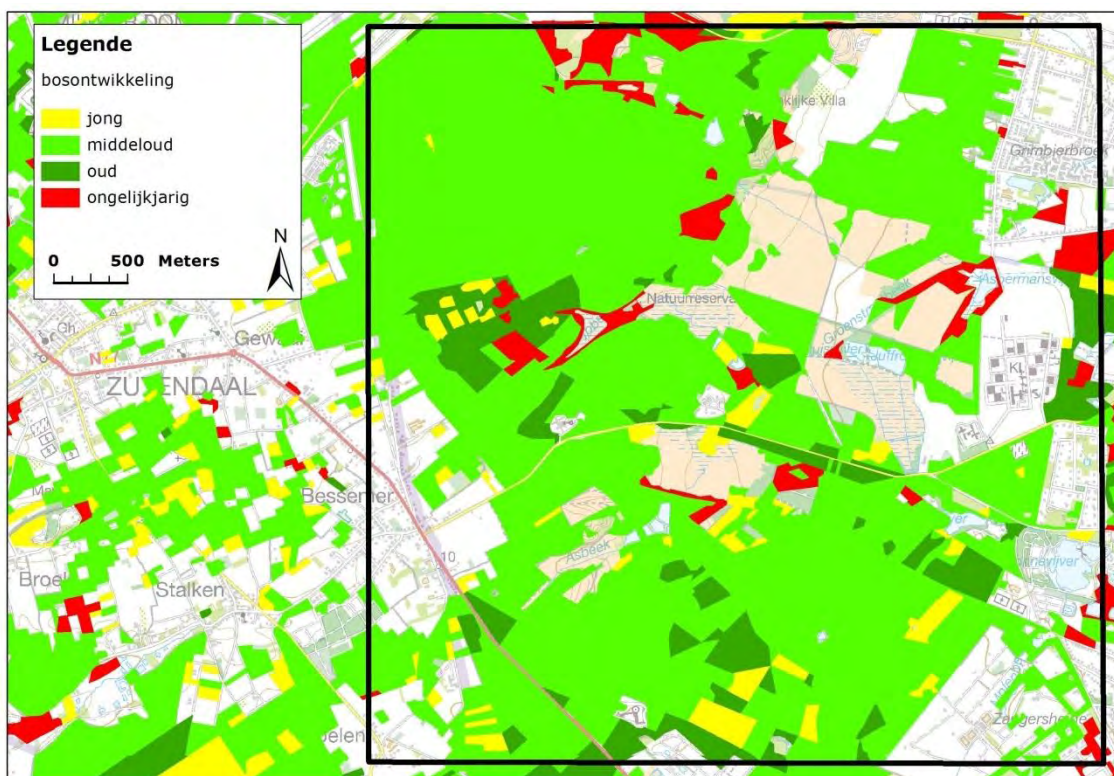
5.1.3 Boskartering en bosinventaris

De bosreferentielaag (AMINAL Afdeling Bos & Groen, 2001) toont dat een groot deel van het landschapsvenster, 75 % van het oppervlakte, bestaat uit bos. De boskartering geeft grove den aan als de meest voorkomende soort in de bossen. In meer dan de helft van de bossen (59 %) is grove den dominant in de soortensamenstelling. Zwarte den is belangrijk in 15 % van de bossen binnen het landschapsvenster. Loofbos komt voor in zo'n vijfde van de bossen binnen het landschapsvenster (figuur 17).

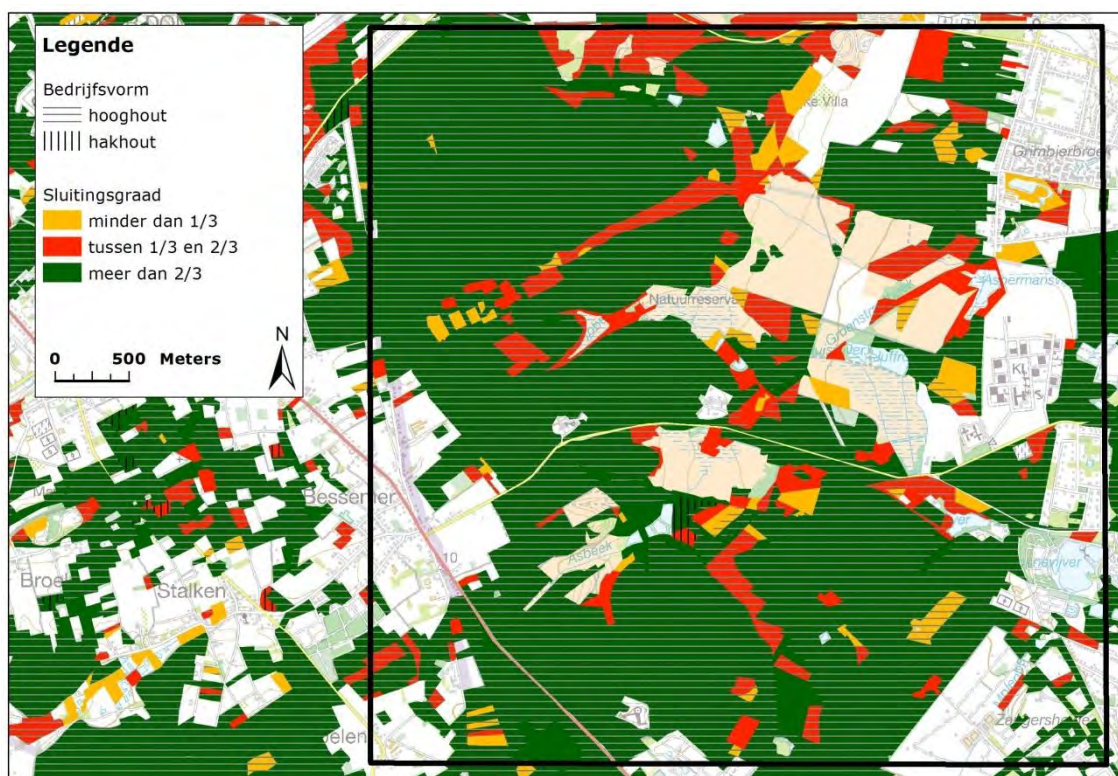
De bossen van het landschapsvenster zijn voornamelijk middeloud en kennen een hoge sluitingsgraad met hooghout als bedrijfsvorm (figuur 18 en figuur 19).



Figuur 44. De boomsoortensamenstelling van de bossen in het landschapsvenster (bron: AMINAL Afdeling Bos & Groen, 2001).



Figuur 45. De ontwikkeling van de bossen in het landschapsvenster (bron: AMINAL Afdeling Bos & Groen, 2001).



Figuur 46. De bedrijfsvorm en de sluitingsgraad van de bossen in het landschapsvenster (bron: AMINAL Afdeling Bos & Groen, 2001).

Binnen het landschapsvenster liggen 29 proefvlakken uit de bosinventaris. Grove den is vastgesteld in de meerderheid van de proefvlakken en bereikt een hoog gemiddeld grondvlak (tabel 3). Corsicaanse den komt voor in 6 proefvlakken en kent eveneens een hoog grondvlak. Berk en Amerikaanse eik zijn vastgesteld in 6 proefvlakken maar bereiken minder hoge grondvlakken. Lork en Fijnspar komen elk voor in slechts 1 proefvlak maar bereiken er wel hoge grondvlakken. Bij de loofbomen worden dikke exemplaren aangetroffen bij berk (zo'n 40 cm diameter) en bij Amerikaanse eik (zo'n 35 cm diameter), wat duidt op een aanzienlijke leeftijd. Zomereik en lijsterbes hebben kleinere diameters en duiden op jonge bestanden, mogelijk als gevolg van recente omvormingen van naald- naar loofhout.

Tabel 35. Het aantal proefvlakken van de bosinventaris binnen het landschapsvenster en het gemiddeld grondvlak voor verschillende aangetroffen boomsoorten.

Soort	Aantal proefvlakken	Gemiddelde grondvlak
Grove den	19	0,678
Amerikaanse vogelkers	9	0,024
Berk	6	0,196
Zomereik	6	0,072
Corsicaanse den	6	0,769
Amerikaanse eik	4	0,132
Lijsterbes	2	0,005
Wintereik	1	0,083
Lork	1	0,700
Fijnspar	1	0,704

De bosinventaris stelt binnen de proefvlakken van het landschapsvenster volgende soorten vast in de struiklaag: Amerikaanse vogelkers (58 % van het totale aantal struiken), lijsterbes (19 %), vuilboom (14 %), berk (8 %), zomereik (4 %), Amerikaanse eik (1 %) en grove den (0,3 %).

De bosinventaris noteert in de proefvlakken van het landschapsvenster volgende zaailingen: Amerikaanse vogelkers (27 % van het totale aantal zaailingen), lijsterbes (25 %), Amerikaanse eik (19 %), zomereik (10 %), vuilboom (7 %), berk (3 %), fijnspar (3 %), Corsicaanse den (3 %), Weymouthden (2 %), grove den (1 %) en Douglasspar (0,4 %).

5.2 Soorten van bijlage I van de Vogelrichtlijn

Onderstaande informatie rond soorten van bijlage I van de Vogelrichtlijn is gehaald uit Beckers & Gora (2005) en ANB (2005).

Nachtzwaluw en boomleeuwerik doen het zeer goed in de Hoge Kempen waarbij het aantal broedparen sterk is toegenomen in vergelijking met de jaren '80. Binnen het landschapsvenster komen de soorten tot broeden in de vallei van de Ziepbeek en in de Neerharerheide.

Ook het aantal broedgevallen van zwarte specht neemt toe. Zwarte specht profiteert van de omvorming van monotone bosbestanden en het ouder worden ervan. Ook het aantal broedgevallen van wespandief en middelste bonte specht neemt toe in de Hoge Kempen.

Blauwborst vindt momenteel zijn broedhabitat in de oevervegetaties in de Ziepbeekvallei en in de vochtige ruigten in de Asbeekvallei.

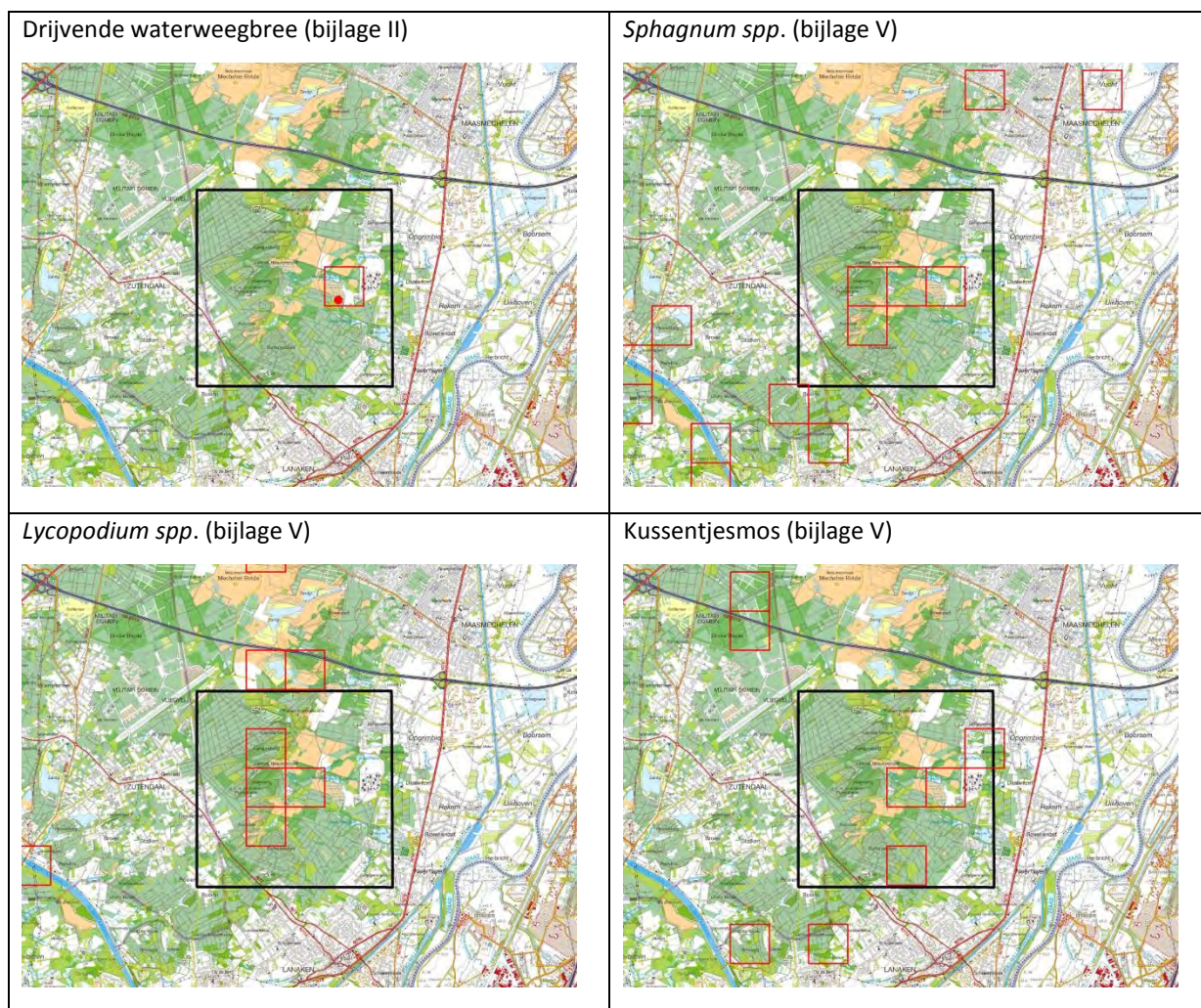
Na enkele jaren afwezigheid broedt de grauwe klauwier terug in de Hoge Kempen.

Korhoen en roerdomp broeden niet meer in de Hoge Kempen, de laatste broedgevallen dateren van de jaren '80. Mits soortgerichte maatregelen kan roerdomp wellicht een geschikte broedhabitat vinden in de Ziepbeekvallei of Asbeekvallei.

Bruine kiekendief is enkel een wintergast voor de Hoge Kempen met waarnemingen aan de Juffrouwenvijver. Ook blauwe kiekendief is enkel een wintergast met waarnemingen in de vallei van de Ziepbeek. Kraanvogel wordt in het landschapsvenster gezien als doortrekker, bv. in de vallei van de Ziepbeek.

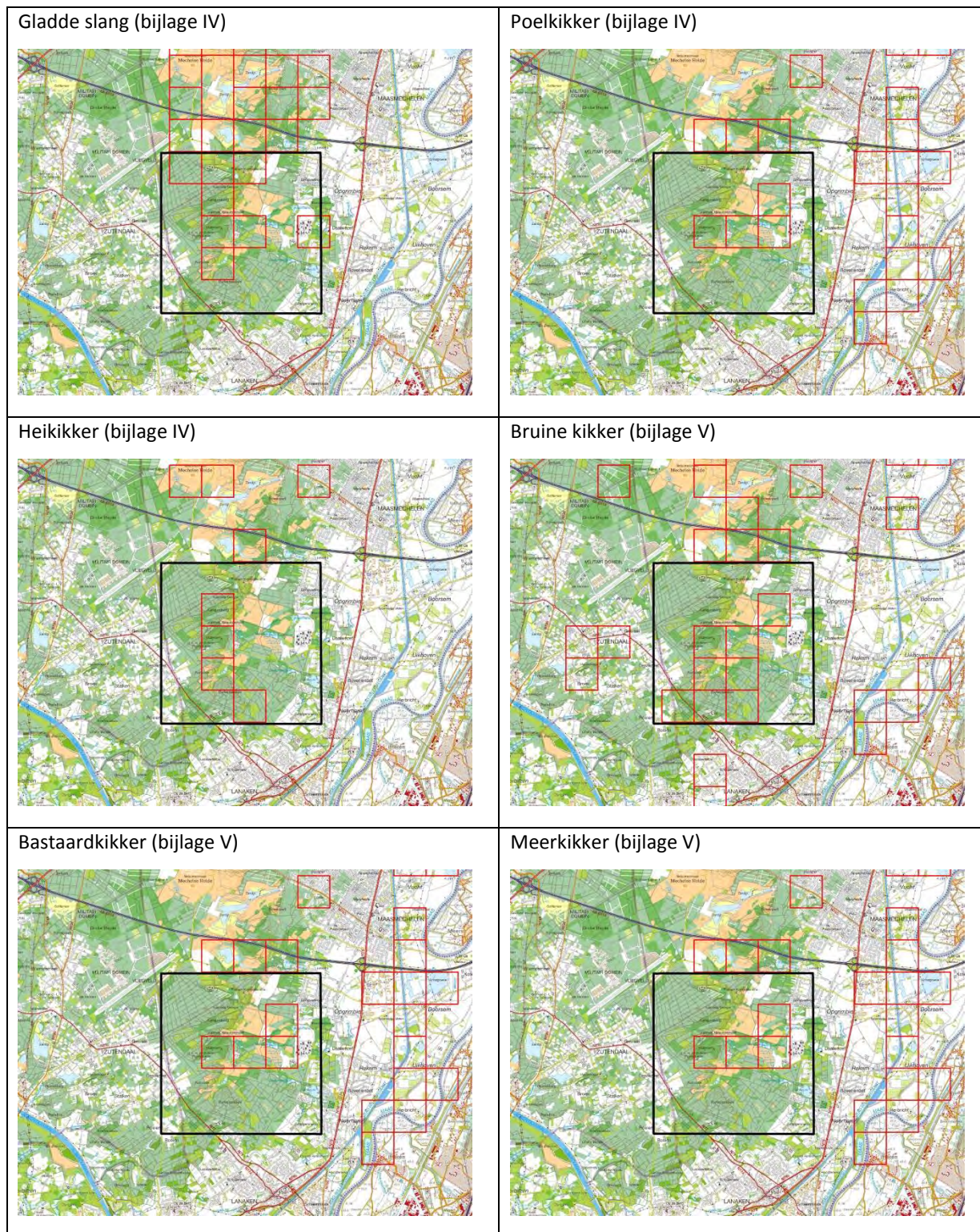
5.3 Soorten van bijlage II, IV of V van de Habitatrichtlijn

De figuren 20-22 tonen de verspreiding van plantensoorten, amfibieën en reptielen en beekprik (soorten opgelijst in bijlage II, IV of V van de Habitatrichtlijn) in het landschapsvenster en de directe omgeving.



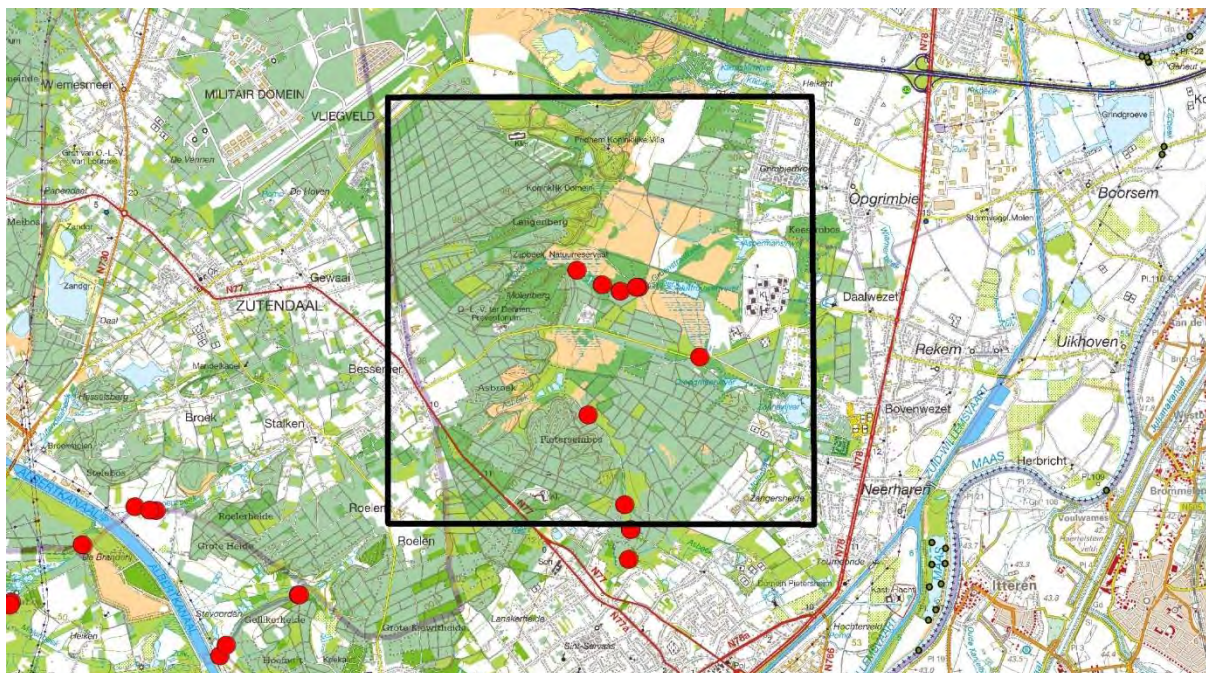
Figuur 47. Verspreiding van plantensoorten van bijlage II of V in het landschapsvenster en de directe omgeving.

Betreffende *Lycopodium* spp. is binnen het landschapsvenster moeraswolfsklauw geïnventariseerd. De veenmossen die binnen het landschapsvenster zijn aangetroffen omvatten volgende soorten: fraai veenmos, hoogveenveenmos, gewoon veenmos, wrattig veenmos, gewimperd veenmos en rood veenmos (bron: flora.inbo.be).



Figuur 48. Verspreiding van amfibieën en reptielen van bijlage IV of V in het landschapsvenster en de directe omgeving.

We hebben geen kennis van het voorkomen van kamsalamander (bijlage II). De dichtstbijzijnde populatie is ons gekend ten noordoosten van het landschapsvenster in de vallei van de Grensmaas (Maaswinkel).



Figuur 49. Verspreiding van beekprik (bijlage II) in het landschapsvenster en de directe omgeving.

We hebben geen kennis van het voorkomen van vliegend hert (bijlage II). De dichtstbijzijnde populatie is ons gekend ten noorden van het landschapsvenster in het bosreservaat Lanklaarderbos-Saenhoeve.

Gevlekte witsnuitlibel is in 2000 waargenomen in de Neerharerheide. De soort vliegt echter onder zeer specifieke omstandigheden zodat ze moeilijk waarneembaar is (Beckers & Gora, 2005).

5.4 Prioritaire soorten

Prioritaire soorten voor de Hoge Kempen omvatten de hierboven aangehaalde soorten uit de bijlagen van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Ook in het hiernavolgend deel worden prioritaire soorten aangehaald.

6 Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit

Voor de doelstellingen en maatregelen voor het betreffende landschapsvenster zijn met name de instandhoudingsdoelstellingen en prioriteiten van de speciale beschermingszone BE2200035, Mechelse heide en vallei van de Ziepbek, waartoe delen ervan behoren, van belang (s-IHD; Besluit van de Vlaamse regering van 23 april 2014: aanwijzing van de instandhoudingsdoelstellingen en prioriteiten voor SBZ's BE2200035 en BE2200727).

Het SBZ BE2200035 is op Vlaams niveau essentieel tot zeer belangrijk voor een reeks van soorten en habitattypes:

- mineraalarme oligotrofe wateren (3110), oligotrofe tot mesotrofe wateren (3130), dystrofe vennen (3160), natte heide (4010), actief hoogveen (7110), Overgangs- en trilveen (7140), veenslenken (7150) en hiermee samenhangend de habitat- en vogelrichtlijnsoorten drijvende waterweegbree, gevlekte witsnuitlibel, rugstreeppad, heikikker en poelkikker;
- droge heide (4030) en de soorten gladde slang, nachtzwaluw en boomleeuwerik;
- eiken-berkenbos (9190), Eiken-beukenbos (9120), elzenbroekbos (91E0) en de soorten vliegend hert en wespandief;
- de soorten grauwe klauwier en beekprik

In functie van deze habitattypes en soorten worden volgende doelstellingen op hoofdlijnen geformuleerd, conform de gebiedsvisie die is opgemaakt in het natuurrichtplan Hoge Kempen (ANB, 2005) en het uitgebreid bosbeheerplan voor het domeinbos Pietersem (Leyman et al., 2010).

De oppervlakte droge heide wordt vergroot door verboste heide open te kappen en lokaal te plaggen of chopperen. Doelsoorten vormen rode dophei, blauwe bosbes, kruipbrem, grote wolfsklauw, grauwe klauwier, nachtzwaluw, boomleeuwerik, geelgors, gladde slang, levendbarende hagedis, komavlinder, veldparelmoervlinder, kleine parelmoervlinder, heivlinder, heideblauwtje en veldkrekel.

De oppervlakte natte heide wordt vergroot op de meest kansrijke locaties, in kwelzones aan de voet van de steilrand en aansluitend op open heidegebieden. Dit kan worden gerealiseerd door de boomopslag te kappen, de waterhuishouding te herstellen en via lokaal plaggen of chopperen. Doel vormt een soortenrijke dopheidevegetatie met soorten als veenbies, blauwe zegge, kleine en ronde zonnedaauw, witte en bruine snavelbies, veenpluis, beenbreek, moeraswolfsklauw.

Voor zowel droge als natte heide worden structuurrijke heidevegetaties beoogd met een mozaïek aan jonge heidevegetaties en oudere heidevegetaties met lokaal struwelen en bomen. Belangrijke heide entiteiten worden met elkaar verbonden door tussenliggende barrières van naaldbos op te heffen zodat een grotere landschappelijke eenheid wordt bekomen. Meer specifiek voor het landschapsvenster wordt een verbinding van heide tussen het Asbroek, Neerharerheide en vallei van de Ziepbek nagestreefd.

Tussen open heide en bos wordt gestreefd naar geleidelijke en brede overgangen. Streefbeeld voor de bossen rond de heide zijn dan ook structuurrijke, open gemengde bossen met veel grote open plekken met heide of schraalgrasland.

De habitatstructuur van de vijvers en vennen wordt verbeterd en de aanwezige verstoring beperkt. Zo worden vijvers en vennen rondom boomvrij gemaakt om voldoende vrij te liggen, zodat windwerking invloed kan hebben. De vijvers zijn vrij van bodemwoelende vissen en hebben een natuurlijke visstand. Vijvers en vennen zijn grotendeels vrij van slib en organisch sediment en hebben helder, zeer zwak tot matig gebufferd en min of meer nutriëntenarm water met een lage stikstof- en fosforconcentratie en een matig zure tot circumneutrale pH. Er wordt tevens getracht om vijvers en vennen met elkaar te verbinden via een halfopen landschap waarin voldoende stapstenen zijn gerealiseerd. Kenmerkende doelsoorten vormen drijvende waterweegbree, waterlobelia, kleine biesvaren en andere soorten uit de oeverkruidklasse. Andere habitattypische soorten die zullen profiteren van deze maatregelen zijn watersnip, blauwborst, hazelworm, levendbarende hagedis, heikikker, poelkikker, verscheidene libellensoorten zoals gevlekte witsnuitlibel, noordse- en venwitsnuitlibel, hoogveen-, gevlekte- en metaalglanslibel, vroege glazenmaker, glassnijder, beekoeverlibel, speerwaterjuffer, maanwaterjuffer, bruine winterjuffer, dagvlindersoorten als groentje en bont dikkopje en andere invertebraten zoals moeras- en zompsprinkhaan, veenmier en dopheidelantaarnspin.

De naaldboutbossen worden systematisch omgevormd naar structuurrijke inheems gemengde bossen, met kernen van het eikenberkenbostype. Op de iets rijkere plaatsen zal zich de arme variant van het wintereiken-beukenbostype ontwikkelen. De omvorming gebeurt prioritair rond de bestaande kernen van loofhoutbos. Een hoge structuurrijkdom in de bossen wordt gevormd door open plekken, brede mantel-zoomvegetaties (langs boswegen, bosranden en open plekken) en een

hoog aandeel aan liggend en staand dood hout. De invasieve exoten (Amerikaanse eik, Amerikaanse vogelkers en tamme kastanje) worden rigoureuus bestreden. Homogene naaldhoutaanplanten van exoten zoals Douglasspar, lork en Corsicaanse den worden gekapt, waarna spontane bosontwikkeling mag overnemen. Habitattypische soorten, die hiervan zullen profiteren zijn: wespandief, zwarte specht, hazelworm, grote weerschijnvlinder, kleine ijsvogelvlinder, keizersmantel, bruine eikenpage, groentje en bont dikkopje.

In de Ziepbeek- en de Asbeekvallei wordt het areaal oligotroof elzenbroekbos behouden en uitgebreid door bosomvorming en het behoud en/of herstel van een voor dit habitatype gunstige waterhuishouding (zowel kwantitatief en kwalitatief). Een gevarieerde bosstructuur met voldoende open plekken, dood hout en structuurrijke bosranden wordt nagestreefd.

Gagelstruweel wordt behouden en lokaal uitgebreid (Asbeekvallei) en boomopslag (dikwijls berk en sporkehout) wordt verwijderd.

Overgangs- en trilveen worden behouden, dikwijls in complex met natte heide. Een uitbreiding van 3 ha is voorzien door omvorming ter hoogte van het Asbroek. Voor overgangs- en trilveen is een natuurlijke hydrologie met permanente grondwaterafvoer rond maaiveldniveau en oligotroof grondwater, met lage conductiviteit en voldoende lage waarden voor nitraat gewenst. Afwateringsgreppels in kwelzones worden gedicht om het grondwater zo lang mogelijk te benutten.

Vochtige heischrale graslanden worden behouden en een uitbreiding van 0,5 ha is voorzien ter hoogte van het Asbroek. Een hooilandbeheer wordt ingesteld in functie van botanische waarden. Sleutelsoorten voor goed ontwikkeld vochtig heischraal grasland zijn blauwe knoop, gewone en liggende vleugeltjesbloem, klokjesgentiaan en blauwe zegge.

Struwelen van jeneverbes worden maximaal geëxposeerd aan de zon waarbij concurrentiële bomen en struiken worden weggekapt. Rondom zaaddragende struiken wordt kleinschalig geplagd of gemaaid om kansen te geven aan natuurlijke verjonging.

De bovenlopen van de Ziepbeek en de Asbeek herbergen nog populaties van beekprik en de habitattypische soort bronlibel. De structuur en de waterkwaliteit van beide beken moet absoluut worden gevrijwaard. Aangezien de regionale grondwaterstanden sterk gezakt zijn door zandwinningen en steeds diepere insnijdingen van de Grensmaas, moet men zoveel mogelijk het waterbergend vermogen van deze brongebieden verhogen. Om dit te realiseren moeten afwateringsgreppels in natte kwelzones zoveel mogelijk gedicht worden en moeten intensieve beekruiming vermeden worden.

7 Afbakening relevante drivers

De ultieme driver achter de klimaatveranderingen is uiteraard de verhoging van de CO₂-concentratie in de atmosfeer. Die stijging zorgt voor een cascade aan abiotische veranderingen waarvan het verband met de originele verandering (de stijging van de CO₂-concentratie) steeds minder eenduidig is (zie figuur 1 in het hoofdrapport). Daar zijn verschillende redenen voor. Het kan zijn dat de effecten onvoldoende bekend zijn, maar ook interferentie met andere veranderingen in het landschap spelen een belangrijke rol (bv. habitatfragmentatie, eutrofiëring, atmosferische stikstof).

De toekomstige veranderingen van het klimaat in Vlaanderen is berekend voor verschillende scenario's in Demarée et al. (2008) en Willems et al. (2012). Volgende effecten worden verwacht:

- een stijging van de gemiddelde omgevingstemperatuur zowel in de winter als in de zomer;
- een veranderingen in het neerslagpatroon bestaande uit een wijziging van de neerslagintensiteit en een minder gelijke verdeling van de hoeveelheid neerslag doorheen het jaar. De wijziging in neerslagintensiteit zou zich manifesteren onder de vorm van een grotere kans op intense regenbuien. Met andere woorden, gebeurtenissen waarbij een grotere hoeveelheid hemelwater op een korte tijd valt, zullen frequenter voorkomen. Tevens verwacht men meer neerslag in de winter maar minder neerslag in de zomer. De totale hoeveelheid op jaarbasis zou niet significant wijzigen.
- Een toename van de gemiddelde windsnelheid tijdens de wintermaanden.

7.1 Directe abiotische effecten

- **Droogtestress**
Warmere en drogere zomers zorgen voor een toegenomen evapo-transpiratiedeficit. Dat deficit is een jaarlijks weerkerend, natuurlijk zomerfenomeen in onze contreien, maar zou in de toekomst langer aanhouden en groter zijn. Het effect is dat in de fysiologisch actieve periode van de planten, de hoeveelheid beschikbaar bodemvocht kleiner zou worden met toegenomen droogtestress als gevolg.
- **Wijziging van de hydrologie van oppervlaktewaterlichamen.**
Een wijziging van het hydrologische regime kan van tweeërlei aard zijn. Ten eerste kan er een toe- of een afname optreden van de stroomsnelheid en/of van de verblijftijd in stilstaande of stromende wateren. Ten tweede kan er een wijziging in het waterpeil- of overstromingsregime (duur en/of frequentie) gebeuren.
Drogere zomers kunnen zorgen voor de uitdroging van ondiepe stilstaande wateren en voor lagere stroomsnelheden in waterlopen.
Intensere regenbuien leiden rechtstreeks tot een toename van piekdebieten in onze (nagenoeg allemaal alluviale) rivieren, en dus een toename van overstromingsfrequentie, -duur en -diepte in de riviervalleien. De reden daarachter is dat een groter aandeel hemelwater wordt afgevoerd naar rivieren via oppervlakkige afvoer (surface run-off).

7.2 Indirecte abiotische effecten

- **Verminderde infiltratie van hemelwater – wijziging in grondwaterregime**
Als proportioneel op de totale jaarneerslag een grotere aandeel hemelwater wordt afgevoerd onder de vorm van oppervlakkige afvoer, dan zorgt dat voor verminderde infiltratie en wordt er dus minder grondwater aangevuld. Dat zou betekenisvolle effecten kunnen hebben op het grondwaterregime, waardoor tijdreeksen van grondwaterschommelingen er anders gaan uitzien. Met name een lagere gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) in de zomer (tevens versterkt door een toegenomen evapo-transpiratiedeficit) en mogelijks een lagere gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) in de winter zouden daar het gevolg van kunnen zijn. Daarnaast zou de neerslagverdeling over het jaar wijzigen. Er zou meer neerslag vallen in de winter en minder in de zomer. Dat zorgt mogelijks voor deels tegenstrijdige effecten op grondwaterdynamiek. Meer neerslag in het winterhalfjaar (dus bij lage evapotranspiratie) leidt doorgaans tot hogere grondwaterpeilen in de winter en dus hogere GHG's (wat in tegenspraak is met het effect van de toegenomen oppervlakkige afvoer).
- **wijzigingen van de kwelintensiteit of -duur**
Als gevolg van wijzigingen in grondwaterregimes kunnen wijzigingen optreden van de kwelintensiteit of -duur.

- **Eutrofiëring**
Lagere waterstanden gaan gepaard met een betere doorluchting van de bodem. Mede door de hogere bodemtemperaturen kan het organisch materiaal sneller gaan afbreken. Hierdoor kan eutrofiëring optreden.
- **Verzuring**
Als gevolg van klimaatverandering kunnen er wijzigingen optreden met de toevoer van grondwater. Bij een verminderende toevoer van grondwater kan de aanvoer van bufferende stoffen verminderen met mogelijk verzuring als gevolg.
Door het verder wegzakken van de waterstand in de zomer en de hiermee gepaard gaande betere doorluchting kunnen oxidatieprocessen op gang komen van zwavel, ammonium, ijzer en mangaan met verzuring als gevolg. Toename in neerslag kan leiden tot een verhoogde uitspoeling van basische kationen in de bodem, en dus tot een verhoogde bodemverzuring (Rengel, 2011).
- **Zuurstofbeschikbaarheid**
Bij een hogere watertemperatuur kan het oppervlaktewater minder zuurstof bevatten. Vooral 's zomers kunnen de omstandigheden minder gunstig worden voor aquatische soorten (van der Hoek et al., 2012).

7.3 Biotische effecten

Er kunnen volgende biotische effecten worden verwacht:

- een wijziging van verspreidingsarealen van soorten,
- een wijziging in fysiologie,
- een wijziging in fenologie,
- een wijziging van biotische interacties.

8 Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers

Via het instrument 'effectenindicator' worden de gevoeligheid van habitattypes en soorten op een storende factor ten gevolge van menselijke activiteiten aangegeven (Wouters, 2011). Wanneer een habitatype of soort gevoelig is voor een factor betekent dit dat effecten kunnen optreden die van negatieve invloed zijn op de staat van instandhouding.

Voor het inschatten van ecologische effecten van klimaatverandering worden volgende storende factoren uit de effectenindicator weerhouden: wijziging grondwaterstand, wijziging oppervlaktewaterstand, eutrofiëring en verzuring.

Tabel 4 en 5 geven respectievelijk de gevoeligheden van habitattypes en soorten aan voor enkele storende factoren.

Tabel 36. Gevoeligheden van, de voor het landschapsvenster relevante, habitattypes voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011). G= gevoelig, N= niet gevoelig

habitatype	wijziging grondwater		wijziging opp. water	eutrofiëring	verzuring
	verdroging	vernatting			
2310	N	G	G	G	N
2330	N	G	G	G	N
3130	G	G	G	G	G
3160	G	G	G	G	G
4010	G	G	G	G	G
4030	N	G	G	G	N
6230, subtype vochtig heischraal grasland (6230_hmo)	G	G	G	G	G
6230, subtype droge heischraal grasland (6230_hn)	N	G	G	G	N
6230, subtype soortenrijk struisgrasland (6230_ha)	G	G	G	G	N
6510, subtype mesofiel hooiland (6510_hu)	G	G	G	G	N
7140, oligotroof subtype (7140_oli)	G	G	G	G	G
7150	G	G	G	G	N
9120	G	G	G	G	G
9190	G	G	G	G	G
91E0, subtype oligotroof	G	G	G	G	G

elzenbroekbos (91E0_oli)					
--------------------------	--	--	--	--	--

Tabel 37. Gevoeligheden van, de voor Hoge Kempen relevante, soorten voor wijziging in grond- en oppervlaktewater, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011). G= gevoelig; N= niet gevoelig; nvt=niet van toepassing

soort	wijziging grondwater		wijziging opp. water	eutrofiëring	verzuring
	verdroging	vernatting			
vogels					
blauwborst	G	G	G	G	G
blauwe kiekendief (winterbiotoop)	N	N	nvt	N	N
boomleeuwerik	N	G	nvt	G	G
grauwe klauwier	G	N	nvt	G	G
nachtzwaluw	N	G	nvt	G	G
wespendief	N	G	nvt	G	N
zwarte specht	N	N	nvt	N	N
amfibieën & reptielen					
gladde slang	N	N	nvt	G	N
heikikker (waterbiotoop)	nvt	nvt	G	G	G
heikikker (landbiotoop)	G	N	nvt	G	G
kamsalamander (waterbiotoop)	nvt	nvt	G	G	G
kamsalamander (landbiotoop)	N	N	nvt	N	N
poelkikker (waterbiotoop)	nvt	nvt	G	G	G
poelkikker (landbiotoop)	G	N	nvt	G	G
rugstreepad (waterbiotoop)	nvt	nvt	G	G	G
rugstreepad (landbiotoop)	N	N	nvt	N	N
Invertebraten					

gevlekte witsnuitlibel	G	N	G	G	G
vliegend hert	G	G	nvt	G	Onbekend
vissen					
beekprik	nvt	nvt	G	G	G
planten					
drijvende waterweegbree	nvt	nvt	G	G	G

9 Effecten van klimaatverandering op biodiversiteit

Hierna wordt een niet exhaustieve oefening gedaan van de mogelijke effecten van de voorspelde klimaatsveranderingen op habitats en soorten in het betreffende landschapsvenster. Voor een overzicht per ecosysteem en daartoe gerekende habitattypes verwijzen we naar het hoofdrapport. Voor de gevalstudie Hoge Kempen zijn vooral de ecosysteembesprekingen in het hoofdrapport over graslanden, oppervlaktewateren, heidelandschap, moerassen en venen en bossen en struwelen relevant. Hier beperken we ons tot de bestaande situatie en de manier waarop de voorspelde klimaatsveranderingen in globale zin een impact op de instandhouding van deze habitats en soorten zullen hebben.

Het dient gezegd dat voorspellingen van de klimaatsveranderingen op lokaal vlak veel moeilijker zijn dan effecten in generieke termen, zoals dit gebeurd is in het hoofdrapport. De reeds vaker aangehaalde interacties (zie figuur 1 van het hoofdrapport) zijn in vele gevallen niet onderzocht en de effecten zijn daarmee moeilijk voorspelbaar. Het detailniveau waarop heden ten dage in een statisch veronderstelde omgeving aan beheer en met beheersdoelstellingen wordt gewerkt, kan dan ook niet gehandhaafd blijven wanneer men de voorspelde klimaatsveranderingen ook in rekening moet brengen. Het beheer zal zich dan op een ander niveau moeten situeren met mogelijke wijzigingen in doelstellingen, en sowieso sterkere globalisering ervan.

9.1 Mogelijke effecten op habitattypes

9.1.1 Droge heide (gevoelig)

Binnen het landschapsvenster ligt in de vallei van de Ziepbek een aanzienlijke oppervlakte van aaneengesloten droge heide. In het zuiden van het landschapsvenster (vallei van de Asbeek en Neerharerheide) liggen verschillende kleinere oppervlaktes droge heide in een matrix van bos of natte heide. Deze kleinere oppervlaktes zijn wellicht kwetsbaarder voor effecten van klimaatverandering.

Verschiede clusters van droge heide binnen het landschapsvenster kennen momenteel geen verbinding. Als gevolg hiervan is er een minder gunstige situatie voor het opvangen van effecten door klimaatverandering. Momenteel is er binnen het landschapsvenster geen verbinding tussen:

de droge heidegebieden in de Neerharerheide en deze van de Ziepbek. Tussen beide gebieden ligt immers voornamelijk naaldbos en lokaal loofbos. Ook de 'daalbroekstraat' kan versnippering tussen de heidegebieden bevorderen;

de droge heidegebieden in de vallei van de Ziepbek en de droge heide in het noordelijk deel van het landschapsvenster (en heidegebieden net ten noorden van het landschapsvenster). Verbinding tussen beide gebieden is beperkt door het voorkomen van gesloten biotopen (naaldbos en loofbos) en de straat 'weg naar Zutendaal'.

De effectenindicator schat geen gevoeligheid in voor droge heide bij verdroging. Echter, Witte et al. (2009) beschrijven dat een zeer droog voorjaar leidt tot massale sterfte van struikheide. Mogelijk heeft dit te maken met de gewoonlijk hoge dichtheid aan fijne wortels in het voorjaar. Mogelijk gevolg is een toename van het aandeel kale grond in de droge heidevegetatie, met meer verstuing tot gevolg.

Een toename van temperatuur zorgt voor een hogere afbraak van organisch materiaal en dus voor een toename aan beschikbare nutriënten. Hierdoor ontstaan gunstige omstandigheden voor grassen waardoor deze gaan domineren over de voormalige droge heide (Besse-Lototskaya et al., 2011; Natural England & RSPB, 2014).

De toename aan hevige neerslag kan zorgen voor een verhoogde oppervlakkige waterafvoer. Met dit water kunnen mogelijk bijkomende nutriënten worden aangevoerd. Als gevolg hiervan kunnen competitieve grassen worden bevoordeeld ten opzichte van soorten typisch voor voedselarme condities (Natural England & RSPB, 2014). In dit landschapsvenster is oppervlakkige waterafvoer wellicht minder relevant gezien de zandige textuur van de bodems en vermits een groot deel van het landschapsvenster bebost is.

Anderzijds zorgen mildere winters voor een langer groeiseizoen. Naast de hierboven aangehaalde versnelde nutriëntencyclus kan een langer groeiseizoen zorgen voor een toename van insectenvraat. Ook dit is een voordeel voor grassen ten opzichte van heide.

Als gevolg van klimaatverandering neemt het risico op ongecontroleerde branden toe. Dergelijke branden kunnen zorgen dat struikhei minder dominant wordt in de vegetatie en dat productieve grassen zoals pijpenstro en bochtige smele uitbreiden en de voormalige droge heide op korte termijn domineren. Ongecontroleerde branden hebben immers een 'bemestend' effect doordat sommige mineralen juist beter ter beschikking komen (De Blust, 2012b).

Door de verlenging van het groeiseizoen wordt de periode korter voor het uitvoeren van beheermaatregelen (Natural England & RSPB, 2014).

Het klimaat in Vlaanderen in 2080 zou niet meer geschikt zijn voor struikhei, kruipbrem en grote wolfsklauw (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010). Het klimaat zou geschikt blijven voor andere kenmerkende plantensoorten van droge heide zoals blauwe bosbes, brem, klein warkruid, rode dophei en stekelbrem. Het klimaat in Vlaanderen in 2080 zou niet meer geschikt zijn voor kenmerkende fauna van droge heide zoals klapekster, kommavlinder, heivlinder, levendbarende hagedis en groentje (zie onder 9.2). Het klimaat zou geschikt blijven voor andere typische soorten zoals nachtzwaluw, boomleeuwerik, roodborsttapuit, grauwe klauwier, heideblauwtje, gladde slang en rugstreepad (zie verder onder 9.2).

9.1.2 Natte heide (zeer gevoelig)

Binnen het landschapsvenster liggen de grootste oppervlaktes aan natte heide in de vallei van de Ziepbeek en in de Neerharerheide. Ten noorden van de vallei van de Ziepbeek liggen kleine oppervlaktes aan natte heide, echter wel in een matrix van droge heide. Deze kleinere oppervlaktes zijn wellicht kwetsbaarder voor effecten als gevolg van klimaatveranderingen.

Verschillende clusters van natte heide binnen het landschapsvenster kennen momenteel geen verbinding waardoor er een mindere weerbaarheid is voor effecten als gevolg van klimaatverandering. Momenteel is er geen verbinding tussen:

- 2 clusters natte heide in de vallei van de Ziepbeek. De clusters natte heide worden van elkaar gescheiden door naaldhoutaanplantingen;
- de natte heidegebieden in de Neerharerheide en deze van de Ziepbeek omwille van naaldbos en lokaal loofbos. Ook de 'daalbroekstraat' kan versnippering tussen de natte heidegebieden bevorderen.

Typische soorten van natte heide zijn gevoelig aan het wegzakken van de grondwaterstand gedurende de zomer. Bij verdroging van een soortenrijke natte heide blijft uiteindelijk enkel een soortenarme heide over gedomineerd door gewone dophei (De Blust, 2012b).

Omwille van verdere verdroging en een hogere bodemtemperatuur is een verhoogde mineralisatie van organisch materiaal te verwachten (Witte et al., 2009; Besse-Lototskaya et al., 2011) waardoor nutriënten beschikbaar komen en productieve grassen (bv. pijpenstro) kunnen gaan domineren (Natural England & RSPB, 2014).

Bijkomende nutriënten kunnen bovendien worden aangevoerd naar natte heidegebieden door verhoogde oppervlakkige aanvoer als gevolg van extreme neerslag. In dit landschapsvenster is oppervlakkige waterafvoer wellicht minder relevant gezien de zandige textuur van de bodems en vermits een groot deel van het landschapsvenster bebost is.

Als gevolg van warmere en drogere zomers is er een verhoogd risico op ongecontroleerde branden. Ongecontroleerde branden kunnen erg vernietigend zijn voor de heidevegetatie. Vooral een diepe brand is erg nadelig waardoor hergroei jaren kan uitblijven (De Blust, 2012b). Tevens zorgen dergelijke branden voor een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid. Het gevolg van dit alles is het bevoordelen van productieve grassen zoals pijpenstro.

Door de verlenging van het groeiseizoen wordt de periode korter voor het uitvoeren van beheermaatregelen (Natural England & RSPB, 2014).

Verschillende kenmerkende soorten voor natte heide staan momenteel reeds onder druk door verdroging en stikstofdepositie. Bovendien hebben veel soorten een noordelijke verspreiding. Hierdoor is er een groot risico op verarming van de biodiversiteit (Besse-Lototskaya et al., 2011).

Klimaatveranderingen kunnen mogelijk zorgen dat het klimaat in Vlaanderen niet meer geschikt wordt voor kenmerkende soorten van natte heide zoals gewone dophei, beenbreek, ronde zonnedauw, klokjesgentiaan, heikikker, levendbarende hagedis en groentje (zie onder 9.2). Het klimaat zou geschikt blijven voor andere typische soorten van natte heide zoals kleine zonnedauw, veenbies, bruine snavelbies, adder, gladde slang, rugstreepad en heideblauwtje (zie verder onder 9.2).

9.1.3 Vennen en voedselarme tot matig voedselarme gebufferde stilstaande wateren (zeer gevoelig)

Binnen het landschapsvenster komt dit habitatype voor onder de vorm van historische vijvers die worden gevoed door beken. In de vallei van de Asbeek ligt één vijver. Verschillende vijvers zijn aanwezig in de vallei van de Ziepbeek: gaarvijver, sluisvijver, juffrouwenvijver en droogmeervijver. Langs de Groenstraatbeek ligt de aspermansvijver.

Verschillende vijvers binnen het venster (de vijver langs de Asbeek, de gaarvijver, de droogmeervijver en de aspermansvijver) worden omsloten door bossen. Bos kan zorgen voor een extra input van organisch materiaal (bv. bladstrooisel), minder windwerking en een verhoogde evapotranspiratie van lokaal grondwater. Deze negatieve invloeden kunnen accumuleren met effecten die optreden als gevolg van klimaatverandering.

Stilstaande wateren zijn gevoelig aan verdroging als gevolg van droge en warmere zomers. Enerzijds kan er een hogere nutriëntenbelasting optreden door het geringer watervolume en door mineralisatie van organisch materiaal. Anderzijds kan verzuring plaatsvinden als gevolg van oxidatie van zwavel (welke dikwijls opgehoopt voorkomt in het sediment als gevolg van historische deposities). Waterlichamen die worden gevoed door kwelwater kunnen minder kwetsbaar zijn (Packet et al., 2012), vooral als er sprake is van een regionaal inzigtgebied. In het landschapsvenster worden de vijvers gevoed via de bovenlopen, die hun water verkrijgen via infiltratie op een lokaal inzigtgebied van het Kempens plateau. Een lokaal inzigtgebied betekent enerzijds een gevoeliger uitgangssituatie naar mogelijke effecten van klimaatverandering. Anderzijds is er de mogelijkheid om infiltratie te bevorderen in het inzigtgebied, bv. door de omvorming van een gesloten naaldbos naar een structuurrijk, gevarieerd en meer open bosbestand.

Het uitdrogen van stilstaande wateren zorgt voor een sterke verandering in soortensamenstelling. Soorten gebonden aan geringe waterpeilfluctuaties en soorten typisch voor voedselarme omstandigheden kunnen worden benadeeld. Soorten aangepast aan drogere en voedselrijkere omstandigheden kunnen mogelijk uitbreiden (Natural England & RSPB, 2014). Dik kan verlanding in de hand werken.

Nattere winters en een toename van extreme neerslag kunnen een hoger risico betekenen voor de aanvoer van nutriënten en sedimenten uit aangrenzende gebieden (Besse-Lototskaya et al., 2011; Natural England & RSPB, 2014). Oppervlakkige waterafvoer speelt in dit landschapsvenster wellicht minder gezien de zandige textuur van de bodems en vermits een groot deel van het landschapsvenster bebost is.

Stijgende watertemperaturen en een langer groeiseizoen kan de groei van fytoplankton bevorderen. Dit kan zorgen voor een competitie naar licht en CO₂. Mogelijk kan dit een afname van macrofyten als gevolg hebben. Bovendien verdwijnen schuilplaatsen voor zoöplankton bij het verlies van macrofyten waardoor een troebel waterlichaam ontstaat gedomineerd door algengroei en met een beperkte biodiversiteitswaarde. Tevens kan de zuurstofconcentratie verminderen bij de afbraak van het fytoplankton met negatieve gevolgen voor vissen die gebonden zijn aan zuurstofrijk water (Natural England & RSPB, 2014).

Bij een hogere watertemperatuur lost minder zuurstof in water op. Lagere zuurstofconcentraties kunnen minder gunstig worden voor aquatische soorten. Ook de zuurstofconcentratie aan de sediment-water interface kan verminderen, wat potentieel een hogere vrijstelling van fosfor vanuit het sediment kan bewerkstelligen (Natural England & RSPB, 2014).

Door toenemende stormen kan de oevers van de wateren meer te lijden hebben aan golfwerking met negatieve gevolgen voor oevervegetatie of zelfs oevererosie.

Kenmerkende plantensoorten van vennen en voedselarme wateren waarvoor het klimaat niet meer zou geschikt zijn omvatten drijvende waterweegbree, beenbreek, kleine biesvaren, pilvaren en draadzegge. Voor andere kenmerkende plantensoorten zou het klimaat wel geschikt blijven zoals waterlobelia, veelstengelige waterbies, oeverkruid, klein blaasjeskruid en blauwe knoop (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).

Voor heikikker zou het klimaat in Vlaanderen niet meer geschikt worden voor bastaardkikker, meerkikker, bruine kikker, poelkikker en rugstreeppad wel (zie verder onder 9.2). De uitwerking van klimaatveloppen voor invertebraten zijn ons niet gekend.

9.1.4 Overgangs- en trilveen (zeer gevoelig)

Binnen het landschapsvenster komen veengebieden vooral voor in de vallei van de Ziepbeek: een relatief omvangrijke cluster in de bovenloop en een andere in de benedenloop (ten zuiden van de juffrouwenvijver). Verschillende kleinere

veengebieden liggen verspreid binnen het landschapsvenster (bv. in vallei Asbeek, ten zuiden van aspermansvijver, langs Heiwickbeek en thv. het circuit duivelsberg). Rond de bovenlopen zijn veengebieden dikwijls aanwezig in de vorm van hellingveen.

Veenvegetaties kennen een complexe hydrologie vermits er een invloed is van water van verschillende oorsprong, nl. enerzijds neerslagwater en anderzijds grond- en/of oppervlaktewater (Decler, 2007). Er valt te verwachten dat veengebieden beïnvloedt door kwel uit een lokaal systeem, dus met een beperkt inzigggebied, gevoeliger zijn voor effecten van klimaatverandering vermits seizoenale fluctuaties in de aanvoer kunnen voorkomen. Een regionaal gevoed systeem kent jaarrond een aanvoer van kwelwater en is hierdoor wellicht minder gevoelig voor klimaatveranderingen (Witte et al., 2009). Voor venen die sterk afhankelijk zijn van de aanvoer van oppervlaktewater zijn er effecten te verwachten door het vaker droogvallen als gevolg van klimaatveranderingen (Besse-Lototskaya et al., 2011).

Verdroging en hogere temperaturen kunnen zorgen voor een versnelde mineralisatie van organisch materiaal. Hierdoor treedt voedselaanrijking op wat ongunstig is voor venen vermits dit voedselarme vegetaties zijn (Witte et al., 2009).

Verschiedende kenmerkende soorten voor venen staan momenteel reeds onder druk door verdroging en stikstofdepositie. Bovendien hebben veel soorten een noordelijke verspreiding. Hierdoor is er een groot risico op verarming van de biodiversiteit (Besse-Lototskaya et al., 2011).

Klimaatveranderingen kunnen mogelijk zorgen dat Vlaanderen niet meer geschikt wordt voor kenmerkende plantensoorten van veengebieden zoals beenbreek, ronde zonnedauw, witte snavelbies, moeraswolfsklauw, lavendelhei, draadzegge, veenpluis en eenarig wollegras (zie onder 9.2). Het klimaat zou geschikt blijven voor andere typische soorten zoals kleine zonnedauw, kleine veenbes, bruine snavelbies en snavelzegge (zie onder 9.2).

9.1.5 Wateronafhankelijke bossen

Wateronafhankelijke bossen omvat zowel loofbossen (zuurminnende beukenbossen en zuurminnende eikenbossen) als structuurrijke, oude bestanden van grove den. Bestanden met grove den komen veel voor binnen het landschapsvenster. De meest aaneengesloten wateronafhankelijke loofbossen liggen binnen het landschapsvenster langs de Heiwickbeek.

De verwachte toename van droge zomers door klimaatverandering kan leiden tot vitaliteitsverlies, bv. ten gevolge van versnelde bladval (Witte et al., 2009). Beuk, zomereik en fijnspar blijken gevoelig te zijn voor droogtestress; wintereik, grove den en zwarte den zouden er minder vatbaar voor zijn (Capioli et al., 2012).

Klimaatverandering kan zorgen voor een toenemende impact van externe verstoringen op bosccosystemen. Zo kan meer windworp optreden door een hogere frequentie aan stormen, kunnen er meer branden plaatsvinden of kunnen ziektes en plagen frequenter voorvallen. Stormgevoelige bomen in België zijn beuk en fijnspar (Capioli et al., 2012). Externe verstoringen kunnen gunstig zijn voor de verjonging en structuurvariatie van bossen. Pionierboomsoorten zoals berk en lijsterbes kunnen hiervan profiteren. Oude bomen en veteranenbomen kunnen verloren gaan, evenals de hieraan gebonden gespecialiseerde fauna (invertebraten, bv. vliegend hert) en fungi (Natural England & RSPB, 2014).

Het frequenter voorkomen van zachte winters kan gunstig zijn voor wintergroene soorten zoals hulst en taxus (Witte et al., 2009).

Een toename van de gemiddelde temperatuur zorgt voor een langer groeiseizoen. Dit heeft dus een positief effect op de groei, op voorwaarde dat de waterlevering voldoende gegarandeerd is. Ook de toename van de CO₂-concentratie in de lucht heeft een rechtstreeks positief effect op de productiviteit (Capioli et al., 2012).

Milde winters kunnen zorgen voor hogere overleving van herbivoren (bv. hertachtigen) waardoor de graasdruk kan toenemen en de regeneratie van bomen onder druk kan komen te staan (Natural England & RSPB, 2014).

Milde winters en winterse overstromingen kunnen zorgen voor de verspreiding en een hogere overleving van pathogenen en pestsoorten (Natural England & RSPB, 2014).

Milde winters kunnen leiden tot het vroeger uitlopen van knoppen waardoor vorstschade mogelijk is (Natural England & RSPB, 2014).

Bij het optreden van nattere winters en dus hogere grondwatertafels bestaat de kans op de ontwikkeling van minder diepe wortels. Mogelijke gevolgen hierdoor zijn een hogere gevoeligheid aan windworp en droogtestress (Natural England & RSPB, 2014).

Het klimaat in Vlaanderen in 2080 zou niet meer geschikt zijn voor (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010; zie verder 9.2):

- enkele kenmerkende boomsoorten van wateronafhankelijke bossen zomereik en grove den en
- enkele kenmerkende faunasoorten van wateronafhankelijke bossen zoals zwarte specht, middelste bonte specht, havik en kleine ijsvogelvlinder.

9.1.6 Broekbossen (gevoelig)

Broekbossen liggen in het landschapsvenster vooral in de vallei van de Asbeek. Kleinere oppervlakten aan broekbossen liggen langs de Groenstraatbeek, in de vallei van de Ziepbeek en langs de Heiwickbeek.

Drogere zomers kunnen zorgen voor droogtestress in deze bostypes. In broekbossen die sterk worden gevoed door kwelstroom speelt het effect van droogtestress mogelijk minder. Witte et al. (2009) beschrijven immers dat klimaatverandering kan zorgen voor een gelijkaardige of zelfs een toename van de regionale kwelstroom. Als gevolg van droogtestress kan de vitaliteit van bepaalde boomsoorten afnemen en kunnen er verschuivingen optreden in de kruidlaag van bossen (Natural England & RSPB, 2014). Droogte kan tevens zorgen voor mineralisatie en dus nutriëntenaanrijking van de bodem, wat positief kan zijn voor de groei van bomen maar gevolgen kan hebben op de soortensamenstelling van de kruidlaag.

Een grotere neerslag in de winter kan zorgen voor een toename aan overstromingen. Hierdoor kan de bosvegetatie worden beschadigd met sterfte van vooral oude bomen.

Als gevolg van milde winters kunnen ziektes en plagen overleven. Voor broekbossen kan zwarte els worden aangetast door de impact van *Phytophthora* spp (Natural England & RSPB, 2014). Milde winters kunnen zorgen voor hogere overleving van herbivoren (bv. hertachtigen) waardoor regeneratie van bomen onder druk kan komen te staan (Natural England & RSPB, 2014). Milde winters kunnen leiden tot het vroeger uitlopen van knoppen waardoor vorstschade mogelijk is (Natural England & RSPB, 2014).

Kenmerkende soorten voor broekbossen die gevoelig zouden zijn aan klimaatveranderingen omvatten zachte berk, gewone es, witte els, koningsvaren, wilde gagel, matkop, zwarte specht, havik en grote weerschijnvlinder (zie verder 9.2).

9.1.7 Bovenlopen (gevoelig)

Bovenlopen in het landschapsvenster omvatten de Asbeek, de Ziepbeek, de Heiwickbeek en de Groenstraatbeek.

Warmere zomers en mildere winters zorgen voor een hogere gemiddelde watertemperatuur. Dit kan een invloed hebben op koudminnende watersoorten. Mogelijk wordt de biotoop niet meer geschikt. Migratie ligt bij soorten met vliegende levensstadia (zoals libellen) eenvoudiger dan soorten zonder (zoals vissen, mollusca of crustacea) (Natural England & RSPB, 2014).

Omwille van drogere zomers bestaat een verhoogd risico dat bovenlopen minder water herbergen of zelfs tijdelijk droog komen te staan. Hierdoor ontstaat een verhoogde competitie en predatie en kan de waterbiotoop minder geschikt worden voor koud- of stroomminnende soorten (Natural England & RSPB, 2014).

Het effect van hogere watertemperaturen (en dus een neiging stroomopwaartse migratie) en uitdroging (waardoor de soorten worden gedwongen tot stroomafwaartse migratie) kan gezamenlijk spelen waardoor soorten het moeilijk krijgen in een waterloop (Natural England & RSPB, 2014).

Een hogere frequentie aan stormen kan zorgen voor hogere piekafvoeren met hogere erosie als gevolg waardoor meer fijne sedimenten en nutriënten in de waterloop terecht komen. Tevens kunnen soorten die minder goed zijn aangepast aan hogere piekafvoeren worden weggespoeld door hogere stroomsnelheden. Hoge piekafvoeren kunnen anderzijds zorgen voor herstel van natuurlijke alluviale biotopen (Natural England & RSPB, 2014).

Door overstromingen kunnen invasieve niet-inheemse soorten zich gemakkelijker verspreiden. Bovendien kunnen door de milde winters niet-inheemse soorten zich makkelijker verbreiden en zelfs een invasief karakter krijgen (Natural England & RSPB, 2014).

9.2 Mogelijke effecten op soorten

Voor de beschrijving van mogelijke effecten van klimaatverandering op soorten wordt gebruik gemaakt van de klimaatveloppe-benadering. De geografische zone waarin het klimaat toelaat dat een soort er voorkomt wordt de klimaatveloppe van de soort genoemd. Door klimaatverandering wordt verwacht dat de klimaatveloppen van soorten gaan schuiven.

Bij de klimaatveloppe-benadering wordt op puur statistische gronden een koppeling gelegd (via een statistisch model) tussen het huidig verspreidingsgebied van een soort en een aantal klimaatkarakteristieken. Via dit model wordt vervolgens de klimaatveloppe van een soort bepaald onder een vastgelegd klimaatscenario.

De resultaten van de modellen worden best met omzichtigheid geïnterpreteerd. Zo kunnen dispersiecapaciteit of verstoringfactoren invloed hebben op de verspreiding van soorten. Ook veranderende biotische interacties zullen voor verschuivingen zorgen in correlaties tussen de verspreiding van soorten en klimaatkarakteristieken. Bovendien houdt de klimaatveloppe-benadering geen rekening met bodemaspecten.

9.2.1 Broedvogels

Voor Europese broedvogels worden de klimaatveloppen gemodelleerd in 'a climatic atlas of European breeding birds' (Huntley et al., 2007). Deze studie gebruikt drie klimaatvariabelen om te bepalen indien een soort in een bepaalde regio zich al dan niet kan voortplanten en er kan overleven: gemiddelde temperatuur van de koudste maand, het aantal daggraden boven 5°C temperatuur (als maat voor de temperatuur tijdens het groeiseizoen) en de verhouding tussen actuele en potentiële evapotranspiratie (als maat voor de vochtigheid). Toekomstige klimaatveloppen worden gemodelleerd met een klimaatscenario van + 3°C in 2100.

Tabel 6 lijst de geschiktheid op van Vlaanderen in 2100 voor enkele doel broedvogels van de Hoge Kempen.

Tabel 38. De geschiktheid van Vlaanderen in 2100 onder het klimaatscenario van + 3°C in 2100 voor enkele doelbroedvogels van de Hoge Kempen op basis van 'a climatic atlas of European breeding birds' (Huntley et al., 2007).

soort	habitattype	geschiktheid Vlaanderen in 2100
blauwborst	rbbmr, rbbmc	niet geschikt
boomklever	9120, 9190, 91E0	geschikt
boomleeuwerik	2310, 4030, 9190	geschikt
boompieper	2310, 9190	geschikt
dodaars	3130	geschikt
geelgors	4030, 6510	geschikt
grauwe klauwier	2310, 4030	geschikt
havik	9120, 9190, 91E0	geschikt / niet geschikt
klapekster	2310, 4030	niet geschikt
korhoen	2310, 4030, 7140	niet geschikt
matkop	91E0	niet geschikt
middelste bonte specht	9120, 9190	niet geschikt
nachtzwaluw	4030, 9190	geschikt
paapje	6510	niet geschikt
roodborsttapuit	2310, 4030	geschikt
tapuit	2310	geschikt / niet geschikt
veldleeuwerik	2310, 4030, 6510	geschikt
watersnip	7140	niet geschikt
wespendief	9120, 9190, 91E0	geschikt
zwarte specht	9120, 9190, 91E0	niet geschikt

9.2.2 Dagvlinders

Voor de Europese dagvlinders is de klimaatenvolpe gemodelleerd in 'Climatic Risk Atlas of European Butterflies' (Settele et al., 2008). Er is gebruik gemaakt van volgende klimaatvariabelen: het aantal daggraden boven 5°C tussen januari en augustus, het bodemwatergehalte van de bovenste horizont, de range aan jaarlijkse neerslag en de range aan jaarlijkse temperatuur. Toekomstige klimaatenvolpen werden gemodelleerd voor 3 klimaatscenario's: + 2,4°C, + 3,1°C en + 4,1°C in 2080.

De studie geeft voor iedere soort een risico voor klimaatverandering. Wanneer klimaatvariabelen in grote mate de huidige geografische verspreiding van een dagvlindersoort voorspellen worden volgende categorieën onderscheiden:

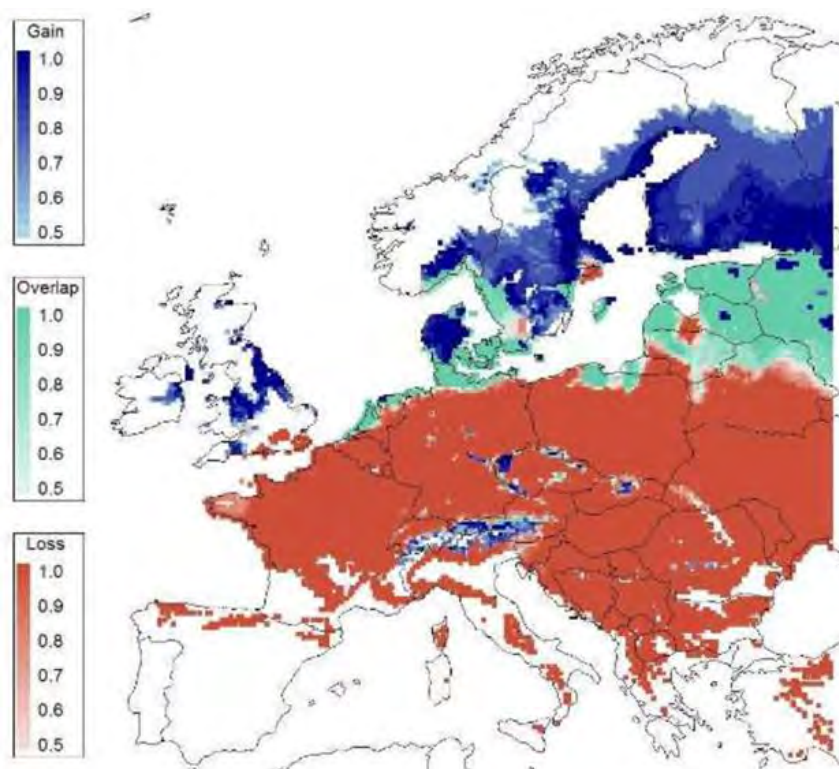
- zeer hoog risico = meer dan 85 % van het huidig verspreidingsgebied zou niet meer geschikt zijn in 2080;
- hoog risico = meer dan 70 % van het huidig verspreidingsgebied zou niet meer geschikt zijn in 2080;
- risico = meer dan 50 % van het huidig verspreidingsgebied zou niet meer geschikt zijn in 2080.

Wanneer de klimaatvariabelen het huidig verspreidingsgebied slechts in geringe mate voorspellen wordt een potentieel risico aangegeven.

Tabel 7 geeft het risico voor klimaatverandering en de geschiktheid van Vlaanderen in 2080 voor doel dagvlinders van de Hoge Kempen.

Tabel 39. Het risico voor klimaatverandering en de geschiktheid van Vlaanderen in 2080 bij 3 scenario's voor doel dagvlinders van de Hoge Kempen, op basis van 'Climatic Risk Atlas of European Butterflies' (Settele et al., 2008).

soort	habitat-type	risico voor klimaatverandering	geschiktheid Vlaanderen in 2080		
			scenario + 2,4°C	Scenario + 3,1°C	Scenario + 4,1°C
aardbeivlinder	6230	potentieel risico	geschikt	geschikt	geschikt
bont dikkopje	6230	laag risico	geschikt	niet geschikt	niet geschikt
bruine eikenpage	2330, 4030, 9190	potentieel risico	geschikt	geschikt	geschikt
gentiaanblauwtje	4010	hoog risico	geschikt	geschikt	niet geschikt
groentje	2310, 4010, 4030	potentieel risico	niet geschikt	niet geschikt	niet geschikt
grote weerschijnvlinder	91E0	zeer hoog risico	niet geschikt	niet geschikt	niet geschikt
heideblauwtje	4010, 4030	potentieel risico	geschikt	geschikt	geschikt
heivlinder	2310, 2330, 4030	hoog risico	geschikt	geschikt	niet geschikt
keizersmantel	9120, 9190,	risico	geschikt	geschikt	geschikt
klaverblauwtje	6510	laag risico	geschikt	geschikt	niet geschikt
kleine ijsvogelvlinder	9120, 9190, 91E0	hoog risico	geschikt	geschikt	niet geschikt
kleine parelmoervlinder	2310, 4030, 6230	hoog risico	geschikt	geschikt	geschikt
kommavlinder	2310, 2330, 4030	hoog risico	geschikt	geschikt	niet geschikt
veldparelmoervlinder	rbhha, 6230, 6510	potentieel risico	geschikt	geschikt	geschikt
veenhooibeestje	7140 7150	risico	niet geschikt	niet geschikt	niet geschikt



Figuur 50. Verandering in de klimaatenvolpe voor grote weerschijnvlinder waarbij de simulatie voor 2050 wordt vergeleken met de huidige verspreiding (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).

9.2.3 Amfibieën & reptielen

Araújo et al. (2006) simuleerden klimaatenvolpes voor Europese amfibieën en reptielen. De volgende klimaatvariabelen werden aangewend: gemiddelde jaarlijkse temperatuur, gemiddelde temperatuur van de koudste maand, gemiddelde temperatuur van de warmste maand, gemiddelde jaarlijkse neerslag en de som van de neerslag tussen juli en september.

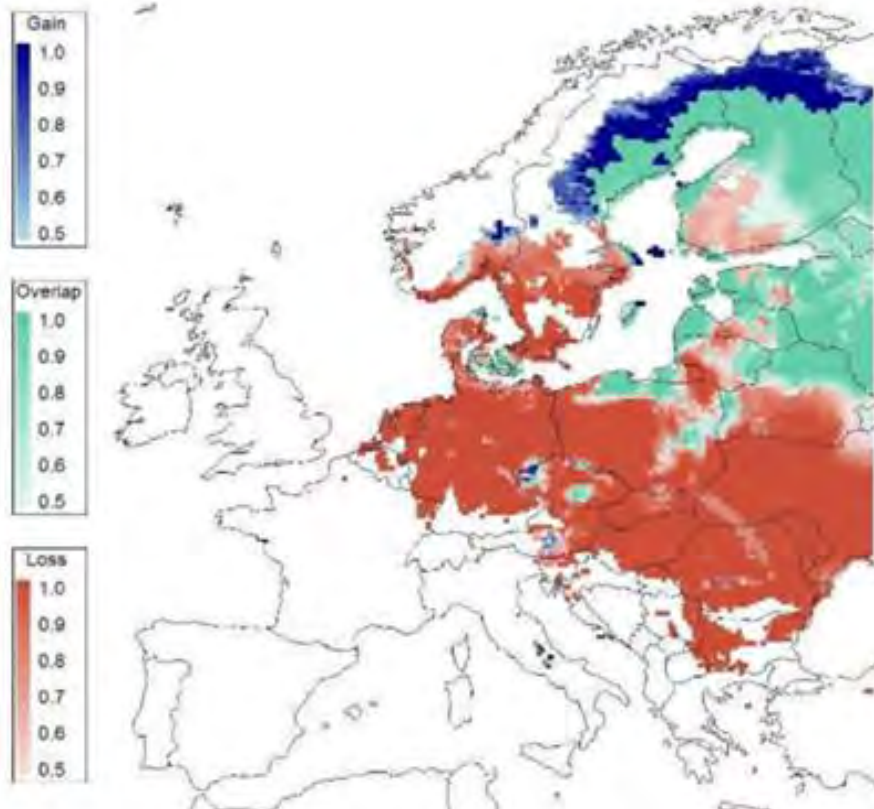
Geschiktheden worden nagegaan onder het klimaatscenario HADCM3, scenario A2. Dit scenario gaat uit van een temperatuurstijging van zo'n + 3°C in wintermaanden en zo'n + 4°C in zomermaanden telkens voor de periode 2070-2100.

Tabel 8 geeft de geschiktheid van Vlaanderen in 2050 voor enkele doelsoorten van amfibieën en reptielen van de Hoge Kempen.

Tabel 40. De geschiktheid van Vlaanderen in 2050 voor enkele doelsoorten van amfibieën en reptielen van de Hoge Kempen op basis van Araújo et al. (2006) en visualisatie door de klimaatresponsdatabank Alterra.

soort	habitattype	geschiktheid Vlaanderen in 2050
adder	4010	geschikt
bastaardkikker	3130, 3160	geschikt
bruine kikker	3130, 3160	geschikt
gladde slang	2310, 4010, 4030	geschikt
hazelworm	9120, 9190	geschikt
heikikker	3130, 3160, 4010	niet geschikt

levendbarende hagedis	4010, 4030, 7140	niet geschikt
meerkikker	3130, 3160	geschikt
poelkikker	3130, 3160	geschikt
rugstreepad	3130, 3160, 4010, 4030	geschikt
vuursalamander	91E0	geschikt



Figuur 51. Verandering in de klimaatenvolpe voor heikikker waarbij de simulatie voor 2050 wordt vergelijkt met de huidige verspreiding (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).

9.2.4 Planten

De geschiktheid van Vlaanderen voor prioritaire plantensoorten van de Hoge Kempen is nagegaan via de klimaatresponsdatabank (tabel 9; van der Veen et al., 2010). De klimaatresponsdatabank maakt gebruik van de modelberekeningen uitgewerkt in Berry et al. (2007) en Pearson et al. (2002) waarbij de volgende klimaatvariabelen werden aangewend: absolute minimum temperatuur (afgeleid uit de gemiddelde temperatuur van de koudste maand), jaarlijkse maximale temperatuur, aantal daggraden boven 5°C temperatuur, jaarlijks bodemwatertekort en jaarlijks bodemwateroverschot.

Geschiktheden worden nagegaan onder het klimaatscenario HADCM3, scenario A2. Dit scenario gaat uit van een temperatuurstijging van zo'n + 3°C in wintermaanden en zo'n + 4°C in zomermaanden telkens voor de periode 2070-2100.

Tabel 9 en 10 geeft de geschiktheden aan van het klimaat in Vlaanderen in 2080 voor enkele plantensoorten kenmerkend voor habitattypes binnen het landschapsvenster van de Hoge Kempen.

Tabel 41. De geschiktheid van Vlaanderen in 2080 voor prioritaire plantensoorten voor de Hoge kempen op basis van de klimaatresponsdatabank van Alterra (van der Veen et al., 2010).

soort	habitattype	geschiktheid Vlaanderen in 2080
beenbreek	4010, 7140	niet geschikt
blauwe bosbes	4030	geschikt
blauwe knoop	6230	geschikt
blauwe zegge	6230	geschikt
brem	4030	geschikt
bruine snavelbies	4010, 7140, 7150	geschikt
draadzegge	3160, 7140	niet geschikt
drijvende waterweegbree	3130	niet geschikt
eenarig wollegras	7140	niet geschikt
elzenzegge	91E0	geschikt
gewone dophei	4010	niet geschikt/geschikt
gewone vleugeltjesbloem	6230	geschikt
grote wolfsklauw	4030	niet geschikt
heideorchis	4010	geen informatie
ijle zegge	91E0	geschikt
jeneverbes	4030	geschikt
klein blaasjeskruid	3160, 7140	geschikt
klein warkruid	4030	geschikt
kleine biesvaren	3130	niet geschikt
kleine veenbes	7140	geschikt
kleine zonnedauw	4010, 7140, 7150	geschikt
klokjesgentiaan	4010, 6230	niet geschikt
koningsvaren	91E0	niet geschikt
kruipbrem	2310, 4030	niet geschikt
kruipwilg	7140	niet geschikt
lavendelhei	7140	niet geschikt
liggende vleugeltjesbloem	6230	niet geschikt

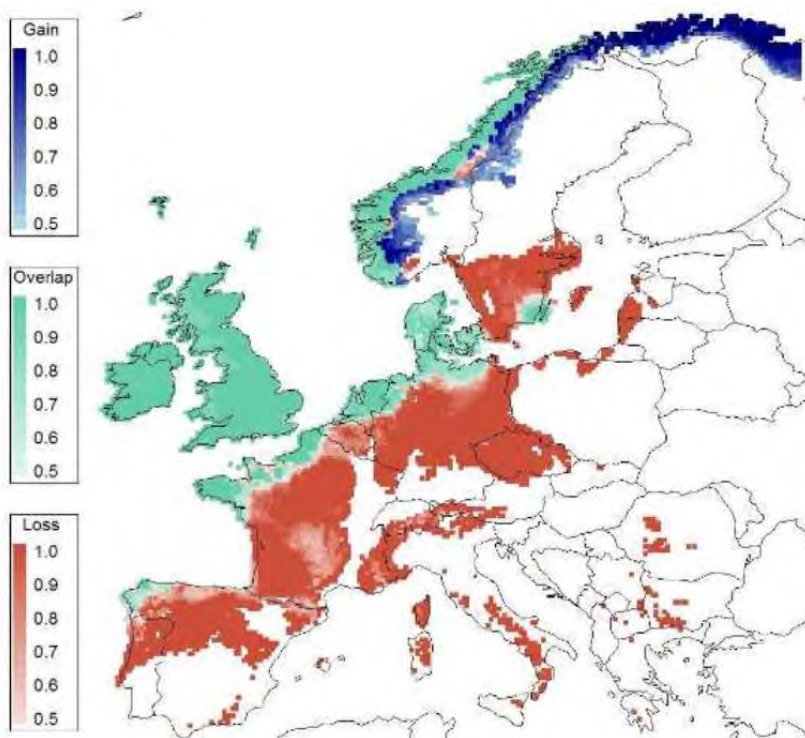
moeraswolfsklauw	7150	niet geschikt
naaldwaterbies	3130	geschikt
oeverkruid	3130	geschikt
pilvaren	3130	niet geschikt
rode dophei	4030	geschikt
ronde zonnedaauw	4010, 7140, 7150	niet geschikt
snavelzegge	7140, 91E0	geschikt
stekelbrem	2310, 4030	geschikt
sterzegge	7140, 91E0	geschikt
struikhei	4030	niet geschikt
veelstengelige waterbies	3130	geschikt
veenbies	4010	geschikt
veenorchis	7140	geen informatie
veenpluis	4010, 7140	niet geschikt
waterdrieblad	7140	geschikt
waterlobelia	3130	geschikt
wilde gagel	4010, 91E0, rbbsm	niet geschikt
witte snavelbies	4010, 7140, 7150	niet geschikt
zompzegge	7140, 91E0	niet geschikt

Voor jeneverbes zou het klimaat geschikt blijven in 2080. Echter, momenteel wordt er in Vlaanderen een gebrekkige verjonging vastgesteld. Wellicht ligt een slechte zaadvitaliteit hiervan aan de basis. Volgens Verheyen et al. (2009) hebben hogere temperaturen en, in mindere mate, stikstofdepositie een negatieve impact op de zaadvitaliteit.

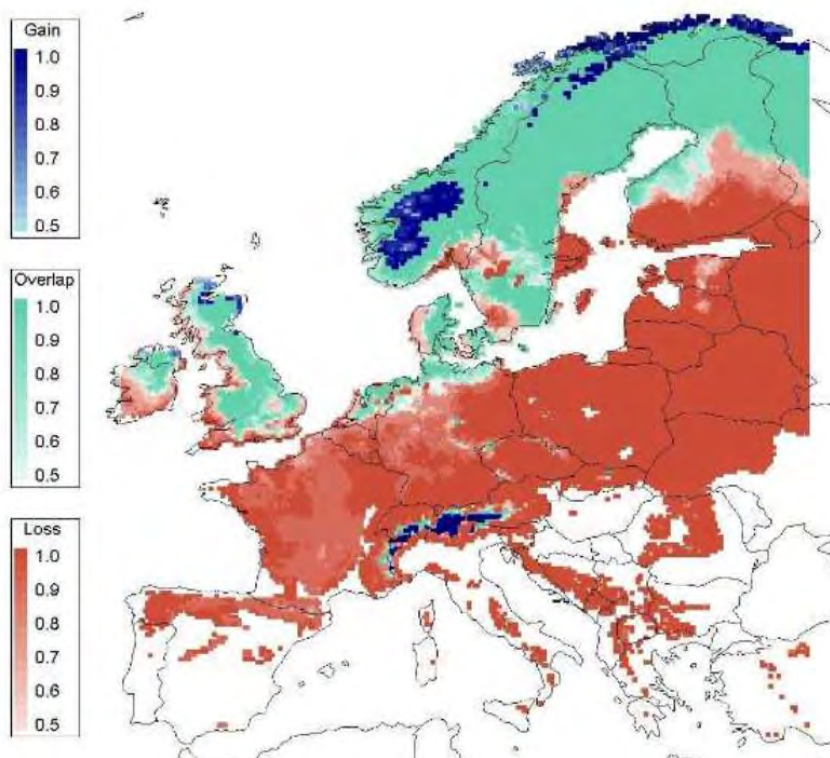
Tabel 42. De geschiktheid van Vlaanderen in 2080 voor boomsoorten op basis van de klimaatresponsdatabank van Alterra (van der Veen et al., 2010).

soort	geschiktheid Vlaanderen in 2080
Amerikaanse eik	geen informatie
Amerikaanse vogelkers	geschikt
beuk	geschikt
boswilg	niet geschikt
Corsicaanse den	geen informatie

Douglasspar	geschikt
fijnspar	geen informatie
gewone es	niet geschikt
grauwe wilg	geschikt
katwilg	geschikt
lijsterbes	niet geschikt
lork	niet geschikt
ruwe berk	niet geschikt
schietwilg	geschikt
tamme kastanje	geschikt
vogelkers	niet geschikt
wintereik	geschikt
witte els	niet geschikt
zachte berk	niet geschikt
zwarte els	geschikt
zomereik	niet geschikt



Figuur 52. Verandering in de klimaatenvolpe voor gewone dophei met vergelijking van de simulatie voor 2080 en de huidige verspreiding (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).



Figuur 53. Verandering in de klimaatenvolpe voor grove den met vergelijking van de simulatie voor 2080 en de huidige verspreiding (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).

10 Effecten op de ecosysteemdienst houtproductie

Effecten op de ecosysteemdienst houtproductie zijn op te delen in twee grote processen: enerzijds zijn er de effecten op het natuurlijk proces boomgroei, anderzijds zijn er effecten op het proces bosexploitatie (houtoogst).

Voor wat betreft de boomgroei, zijn er effecten door klimaatverandering te verwachten die positief zijn. De toename van de gemiddelde temperatuur zorgt immers voor een langer groeiseizoen. Ook de toename van de CO₂-concentratie in de lucht heeft een rechtstreeks positief effect op de productiviteit (Carnioli et al., 2012).

Deze groeistijgingen zijn niet oneindig: ze zijn er, tot zolang andere standplaatsfactoren niet limiterend werken. Binnen het landschapsvenster wordt zomerdroogte verwacht als effect van klimaatwijziging wat negatief inwerkt op de boomgroei. Tevens kan groeivermindering of sterfte optreden door een toename aan ziektes en aantastingen van bomen.

Het is niet omdat er meer boomgroei is, dat deze ook kan gevaloriseerd worden als houtproductie. Met name het te verwachten klimaatseffect hogere neerslag in de winter kan in valleigebieden zorgen voor hogere waterstanden. Dat maakt exploitatie moeilijker: het is nu immers vaak zo dat in natte gebieden met exploitatie gewacht wordt tot het hard vriest zodat men, zonder de bodem te kwetsen, over de bevroren bodem kan exploiteren. Met te verwachten hogere temperaturen en hogere winterneerslag zullen de exploitatie-omstandigheden voor de bij ons gebruikelijke winterexploitaties in natte gebieden verslechteren.

Daarnaast zijn in het klimaatscenario ook 'extreme events' te verwachten, zoals een toename aan stormen. Zeker een toename van windsnelheden tijdens het winterseizoen, dat natter zal zijn, heeft effecten op de stabiliteit van bossen op windvalgevoelige standplaatsen (vaak nattere standplaatsen). Deze extreme klimaateffecten zijn erg moeilijk te voorspellen; een raming van de schade aan de houtproductie is dat nog meer. Wel kan aangegeven worden welke bossen hiervoor gevoelig zijn.

Stormen en windval, ook buiten dit landschapsvenster, hebben bovendien ook economische effecten op de ecosysteemdienst houtproductie binnen het landschapsvenster: wanneer er veel windvalhout is, is er een tijdelijk hoger aanbod aan hout waardoor de prijzen zakken.

Hogere temperatuur en zomerdroogte leidt tot een verhoogd risico op brand. De hier aanwezige bostypes op droge gronden zijn gevoelig aan brand, met vernietiging van de houtvoorraad tot gevolg.

11 Referenties

- AMINAL, Afdeling Bos & Groen (2001). Digitale versie van de bosreferentielaag van Vlaanderen. Ondersteunend centrum GIS Vlaanderen.
- ANB (2005). Natuurrichtplan L11a – Hoge Kempen, achtergronddocument.
- Araújo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Beckers G. & Gora L. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen voor het Habitatrichtlijngebied (BE2200035) en Vogelrichtlijngebied (BE2.7) "Mechelse heide en Vallei van de Ziepbeek". Vlaamse overheid, Agentschap voor Natuur en Bos Limburg, Hasselt.
- Berry P.M., Jones A.P., Nicholls R.J. & Vos C.C. (2007). Assessment of the vulnerability of terrestrial and coastal habitats and species in Europe to climate change, Annex 2 of Planning for biodiversity in a changing climate – BRANCH project Final Report, Natural England, UK.
- Besse-Lototskaya A.A., Geertsema W., Griffioen A.J., van der Veen M. & Verdonshot P.F.M. (2011). Natuurdoelen en klimaatverandering : "State-of-the-Art". Wageningen, Alterra, rapport 2135, 156 p.
- Campioli M., Vincke C., Jonard M., Kint V., Demarée G. and Ponette Q. (2012) Current status and predicted impact of climate change on forest production and biogeochemistry in the temperate oceanic European zone: review and prospective for Belgium as a case study. *Journal of Forest Research* 17: 1-18.
- De Blust G. (2012a). Vochtige heide (4010). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (redactie) (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos. Uitgeverij Lannoo, 302 p.
- De Blust G. (2012b). Droge heide (4030). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (redactie) (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos. Uitgeverij Lannoo, 302 p.
- De Saeger S., Guelinckx R., Van Dam G., Oosterlynck P., Van Hove M., Wils C. & Paelinckx D. (red.) (2014). Biologische Waarderingskaart en Natura 2000 Habitatkaart, uitgave 2014. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (1698392). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Declerck K. (red.) (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee : habitattypes : dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2007.1.
- Demarée G., Baguis P., Debontridder L., Deckmyn A., Pinnock S., Roulin E., Willems P., Ntegeka V., Kattenberg A., Bakker A., Bessembinder J., Lenderink G. & Beersma J. (2009). Eindverslag studieopdracht "Berekening van klimaatscenario's voor Vlaanderen" uitgevoerd door KMI, KNMI, KUL. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Gillson L., Dawson T.P., Jack S., McGeoch M.A. (2012). Accommodating climate change contingencies in conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 28:135-142.
- Hens M. & Neiryck J. (2013). Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypes in Vlaanderen. Nota voor WBC Referentiewaarden. 16 oktober 2013. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G. (2007). A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, the RSPB and Lynx Edicions, Barcelona, 521 p.
- Leyman A., Sterckx G. & Vandekerhove K. (2010). Domeinbos Pietersem –Uitgebreid bosbeheerplan 2010 – 2029. Interne rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2010.36, Geraardsbergen. In opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos.

Lucassen E., Aben R., Smolders A., Bobbink R., van Diggelen J., van Roosmalen M., Boxman D., van den Berg L. & Roelofs J. (2014). Bodemverzuring als aanjager van eikensterfte: gevolgen voor herstelmaatregelen. Vakblad Natuur Bos Landschap 3: 23-27.

Natural England & RSPB (2014). Climate Change Adaptation Manual. 222 p.

Packet J., Van Looy K., Leyssen A. & Denys L. Voedselarme vennen en plassen. Voedselarme, zwak gebuff erde wateren (3110). Voedselarme tot matig voedselarme gebufferde wateren (3130). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (redactie) (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos. Uitgeverij Lannoo, 302 p.

Pearson R.G., Dawson T.P., Berry P.M. & Harrison P.A. (2002). SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling* 154: 289-300.

Rengel Z. (2011). Soil pH, Soil Health and Climate Change. In: Singh B.P., Cowie A.L., Chan K.Y. (eds). *Soil Health and Climate* Springer Berlin Heidelberg, pp. 69-85.

Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegthart A., Wynhoff I. & Schweiger O. (2008). *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Pensoft, Sofia-Moscow, 710 p.

T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypes. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2009.46.

van der Hoek D.C. J., van Minnen J.G., Vonk M. & Wortelboer R. (2012). Effecten van klimaatverandering op natuur. In: van Minnen J. & Ligtoet W. (2012). *Effecten van klimaatverandering in Nederland*. Planbureau voor de Leefomgeving.

van der Veen M., Wiesenekker E., Nijhof B.S.J., Vos C.C. (2010). *Klimaat Respons Database*. Ontwikkeld binnen BSIK-programma Klimaat voor Ruimte, project Adaptatie EHS. Alterra – Wageningen UR.

van Turnhout C., Brouwer E., Nijssen M., Stuijzand S., Vogels J., Siepel H. & Esselink H. (2008). *Herstelmaatregelen in heideterreinen; invloed op de fauna*. Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit i.s.m. Stichting Bargerveen, Afdeling Dierecologie (Radboud Universiteit Nijmegen), BWare, VOFF, Alterra. Rapport DK nr. 2008/042-O.

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.

Willems P., De Bruyn L., Maes D., Brouwers J. & Peeters B. (2012). 2. Klimaat. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009) *Natuurverkenning 2030*. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel. pp. 55-66.

Witte J.P.M., Runhaar J. & van Ek R. (2009). *Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland*. KWR Watercycle Research Institute, in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving en Deltares, Nieuwegein, 66 p.

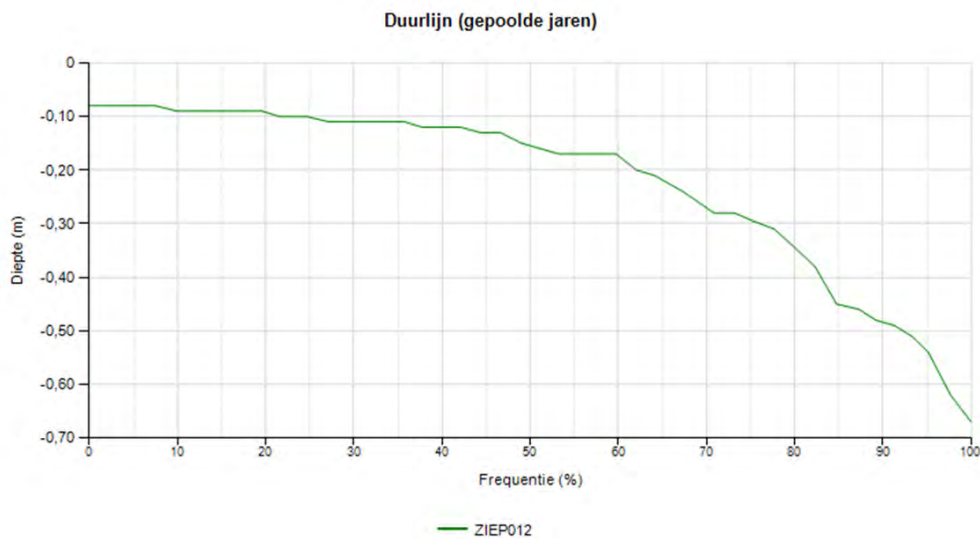
Wouters J. (2011). *Beoordeling van de gevoeligheid van soorten en habitattypes van Europees belang bij verstoringingrepen*. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.127.

Bijlage 1. Duurlijnen voor piëzometers binnen het landschapsvenster per habitatype.

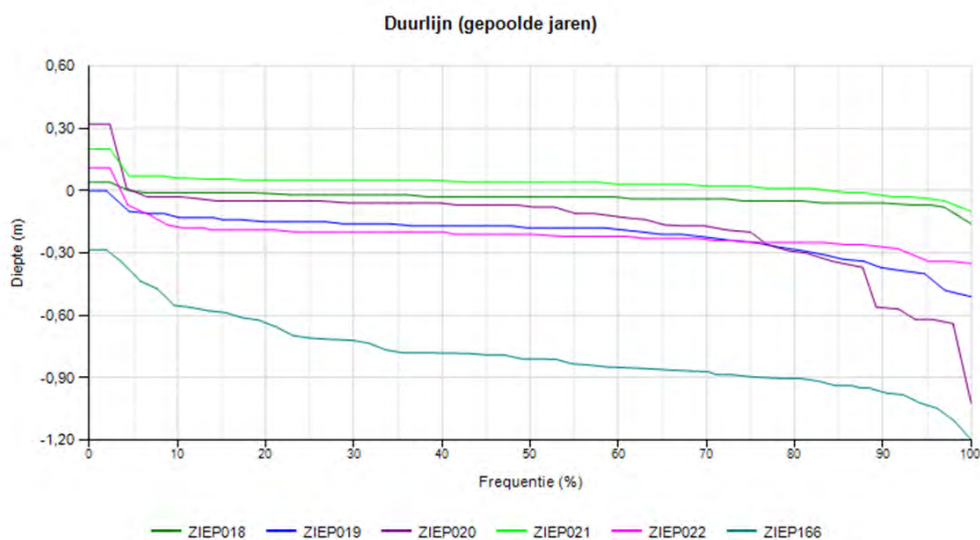
Bron: data.inbo.be/watina

De duurlijnen worden gegroepeerd per gekarteerde habitat- (BWK-) eenheid voor de polygonen waarbinnen de piëzometers zijn gelegen. Soms kan deze karteringseenheid niet representatief zijn voor de vegetatie rond de piëzometer. Voor een verfijnde relatie tussen een piëzometer en de vegetatie dient immers de vegetatie rondom de piëzometer in kaart te worden gebracht.

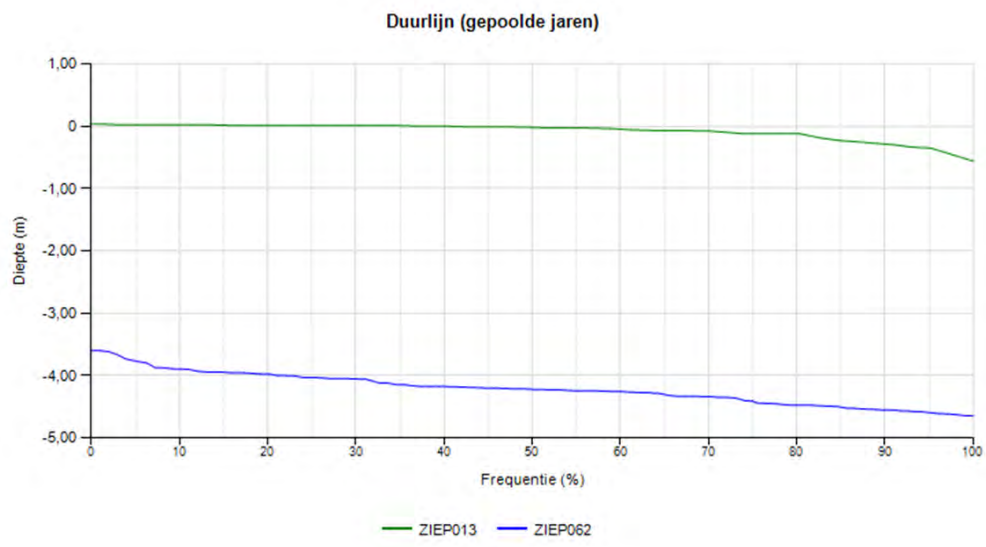
habitatype 2310: psammofiele heide met *Calluna*- en *Genista*-soorten



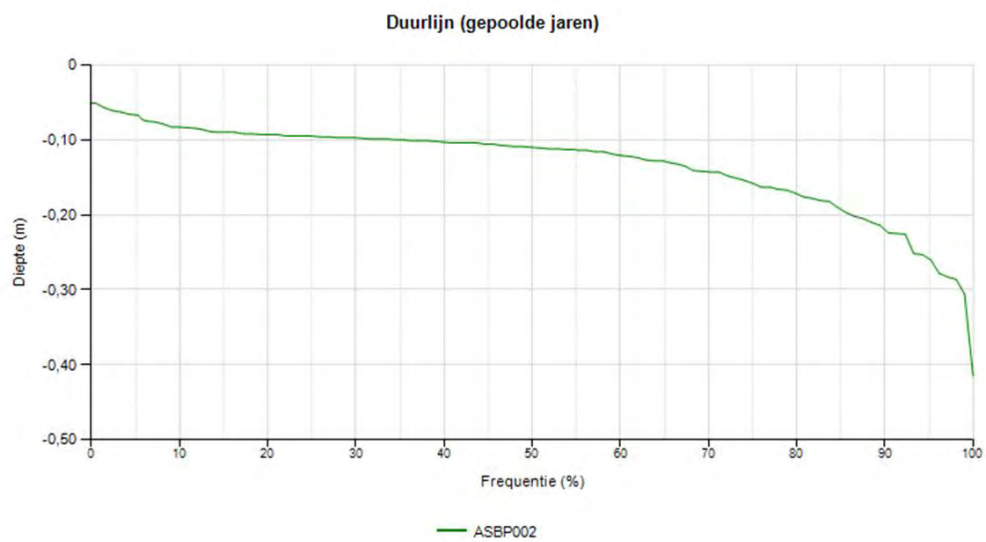
habitatype 4010: natte heide



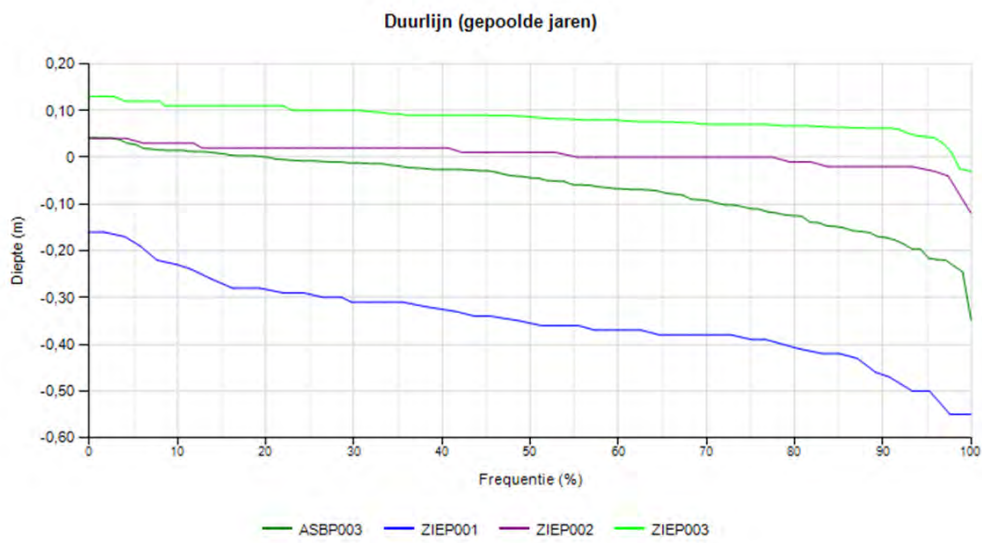
habitattype 4030: droge heide



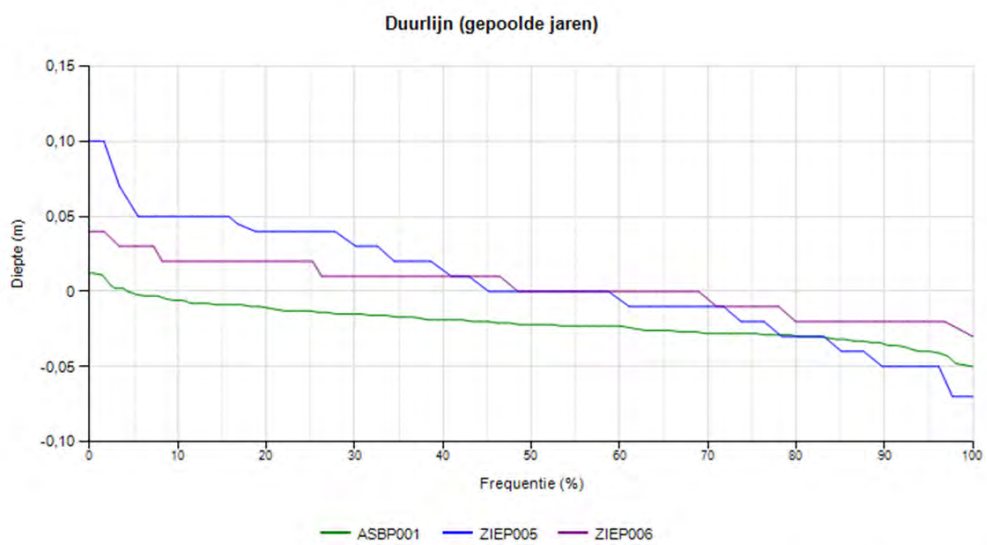
habitattype 6230: heischraal grasland



habitattype 7140: overgangs- en trilveen

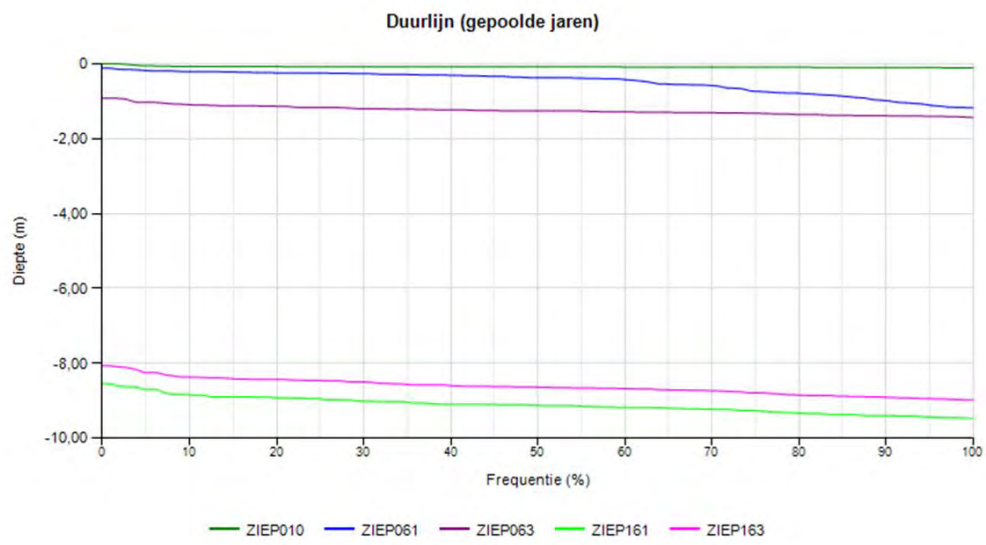


habitattype 91E0: alluviale bossen



(Bron: data.inbo.be/watina)

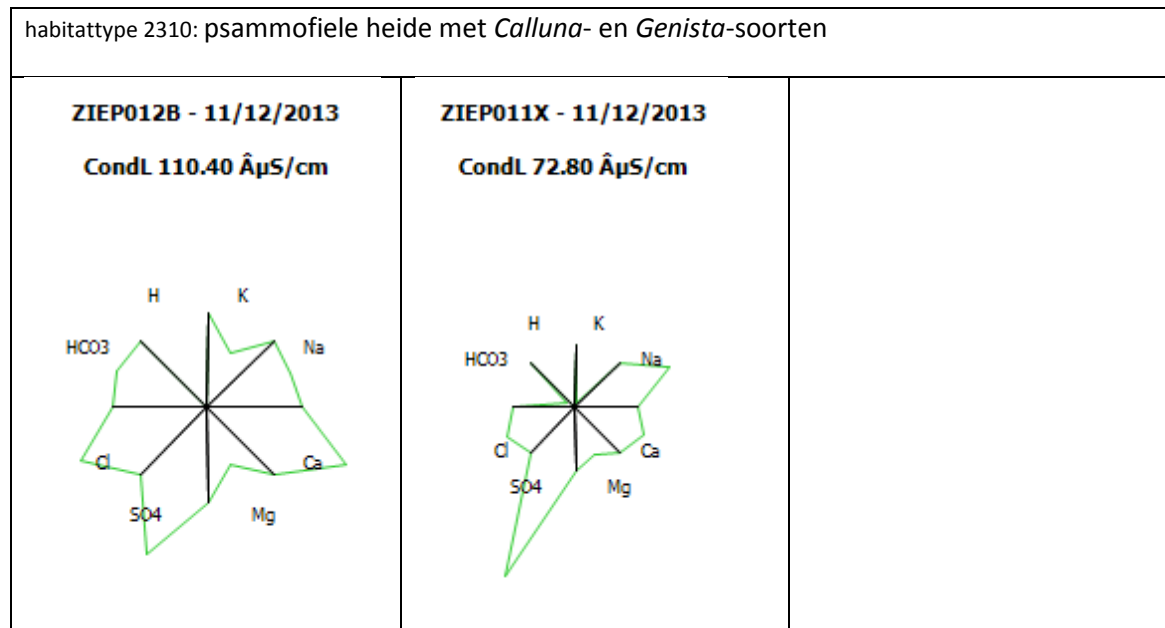
naaldboomaanplant

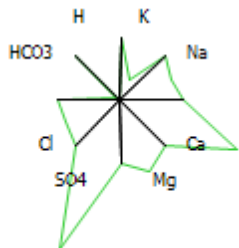
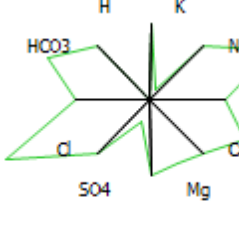
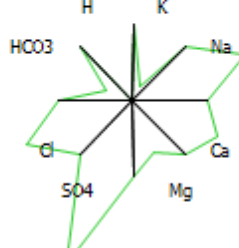
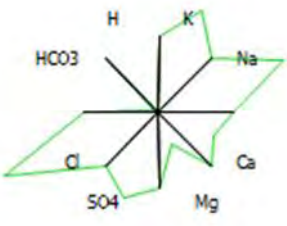
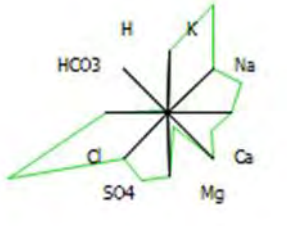
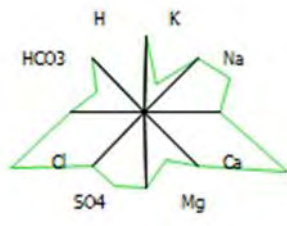
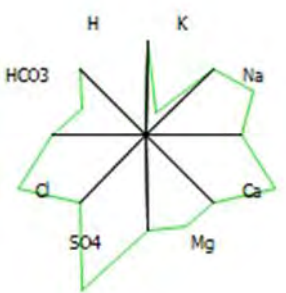
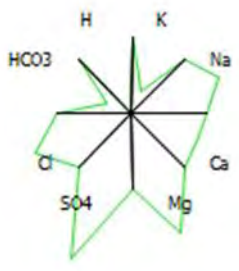


Bijlage 2. Maucha diagrammen van de chemische grondwaterkwaliteit gemeten in 2013 per habitattype voor piëzometers binnen het landschapsvenster.

Bron: data.inbo.be/watina

De duurlijnen worden gegroepeerd per gekarteerde habitat- (BWK-) eenheid voor de polygonen waarbinnen de piëzometers zijn gelegen. Soms kan deze karteringseenheid niet representatief zijn voor de vegetatie rond de piëzometer. Voor een verfijnde relatie tussen een piëzometer en de vegetatie dient immers de vegetatie rondom de piëzometer in kaart te worden gebracht.

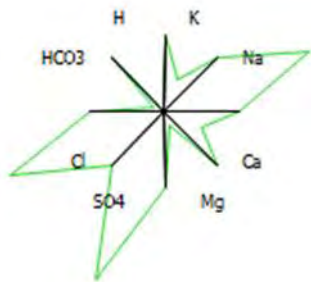


<p>ZIEP004X - 06/03/2013 CondL 163.10 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	<p>ZIEP007X - 06/03/2013 CondL 76.30 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	<p>ZIEP008X - 06/03/2013 CondL 76.40 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 
<p>ZIEP019X - 06/03/2013 CondL 85.00 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	<p>ZIEP020X - 06/03/2013 CondL 84.00 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	<p>ZIEP021B - 06/03/2013 CondL 195.00 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 
<p>ZIEP022B - 06/03/2013 CondL 101.10 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	<p>ZIEP067A - 11/12/2013 CondL 136.20 $\hat{\text{A}}\mu\text{S/cm}$</p> 	Empty cell

habitattype 4030: droge heide

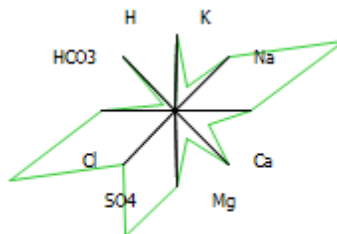
ZIEP014X - 06/03/2013

CondL 37.20 $\mu\text{S}/\text{cm}$



ZIEP015A - 06/03/2013

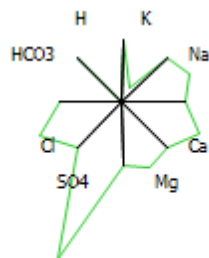
CondL 33.80 $\mu\text{S}/\text{cm}$



habitattype 7140: overgangs- en trilveen

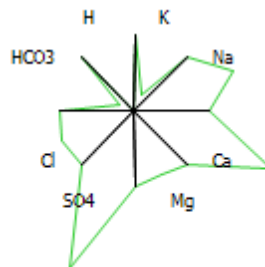
ASBP003X - 21/09/2009

CondL 168.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$



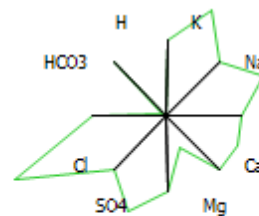
ZIEP002A - 06/03/2013

CondL 161.10 $\mu\text{S}/\text{cm}$



ZIEP001A - 06/03/2013

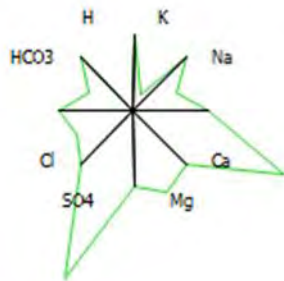
CondL 71.70 $\mu\text{S}/\text{cm}$



habitattype 91E0: alluviale bossen

ASBP001X - 21/09/2009

CondL 219.00 $\mu\text{S/cm}$

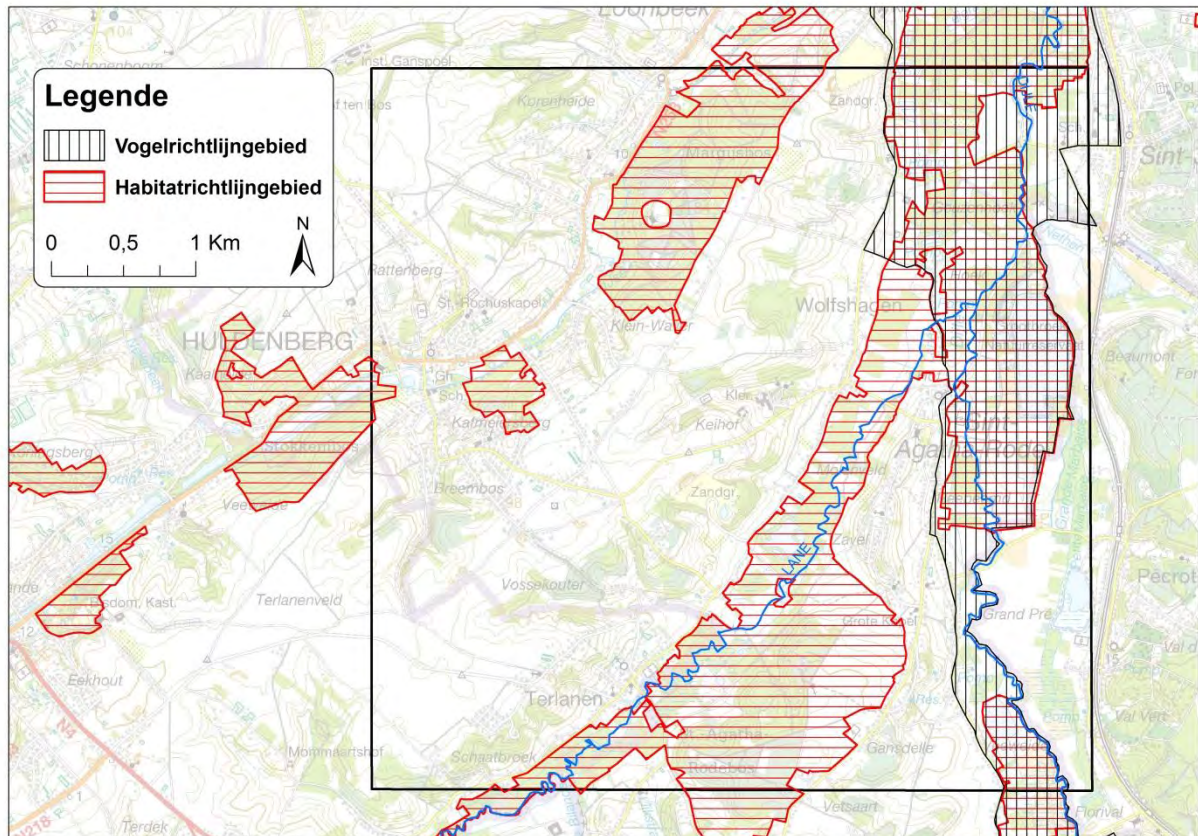


Casestudie: SBZ-gebied valleien van de Dijle, Laan en IJse

Auteur: Piet De Becker

1 Inleiding

Het landschapsvenster voor deze gevalstudie is gelegen langs de zuidrand van Vlaanderen op een goede 12 kilometer ten zuiden van Leuven tegen de grens met Wallonië aan, aan de zuidostrand van het landschapsvenster (Figuur 54). Het zijn hoofdzakelijk de alluviale riviervlakten van de Dijle, de IJse en de Laan die werden aangeduid als speciale beschermingszone in het kader van de Europese vogel- en habitatrichtlijn. Op twee locaties worden ook aangrenzende bossen op de rechter valleiflanken meegenomen, met name het Margijsbos langs de IJse en het Rodebos langs de Laan.



Figuur 54. Situering van de sbz-gebieden in het landschapsvenster voor Dijle-IJse-Laan gevalstudie

1.1 Probleemstelling

Onder invloed van een aantal natuurlijke processen is het klimaat³² op aarde op lange termijn onderhevig aan veranderingen. De laatste decennia werden echter wereldwijd snellere wijzigingen in de klimaatpatronen vastgesteld. Ook in Vlaanderen is deze tendens voelbaar. De klimaatverandering uit zich niet alleen in een globale opwarming (stijging van de gemiddelde temperaturen), maar onder andere ook in wijzigingen in neerslagpatronen, stijging van de zeespiegel en het voorkomen van extreme weerfenomenen (zie hiervoor het hoofdrapport).

Naast gevolgen op economisch en sociaal vlak verwacht men ook effecten op ecosystemen, hun biodiversiteit en hun capaciteit voor het leveren van ecosystemendiensten. Afhankelijk van de intrinsieke gevoeligheden van de verschillende gebieden voor bijvoorbeeld overstromingen, droogte, extreme temperaturen zullen voor bepaalde vegetatietypes de condities verbeteren, terwijl voor andere vegetatietypes de geschikte oppervlakte zal afnemen. Er zullen tevens verschuivingen in het verspreidingsgebied van soorten optreden.

³² Het klimaat is de gemiddelde weersgesteldheid over een periode van enkele decennia of langer. Het wordt beschreven aan de hand van variabelen zoals temperatuur, neerslag of wind.

1.2 Doel en schaalniveau van de gevalstudie

Deze gevalstudie is een bijlage bij het rapport 'Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen' en maakt deel uit van een drieluik. In de gevalstudies willen we nagaan wat de belangrijkste effecten van klimaatverandering zijn op een aantal ecosystemen in Vlaanderen en hoe en in welke mate men met deze effecten kan omgaan via aangepast beheer.

Dit wordt geconcretiseerd aan de hand van drie landschapsvensters die een goede staalkaart bieden van de klimaatgevoeligheid en ruimtelijke context van natuur in Vlaanderen.

Hoe gevoelig een landschap is hangt enerzijds af van de natuurbehoudscapaciteit en anderzijds van de kwetsbaarheid (Gillson et al., 2013):

De natuurbehoudscapaciteit van het landschap omvat het percentage beschermd oppervlak en de connectiviteit en de staat van de matrix buiten de beschermde gebieden

De kwetsbaarheid voor klimaatverandering omvat de snelheid van klimaatverandering (blootstelling) en de aanwezigheid van milieugradiënten (zoals topografie, vochtgehalte, nutriëntengehalte, textuur en zuurtegraad van de bodem)

Er wordt onderscheid gemaakt tussen veerkrachtige landschappen (hoge capaciteit, lage kwetsbaarheid), gevoelige landschappen (lage capaciteit, hoge kwetsbaarheid), vatbare landschappen (hoge capaciteit, hoge kwetsbaarheid) en resistente landschappen (lage capaciteit, lage kwetsbaarheid). De drie landschapsvensters omvatten resp. een resistent, een vatbaar en een gevoelig landschap.

1.3 Bespreking klimaatscenario

Het uitgangsklimaatscenario is afgeleid uit Demarée et al. (2009) en wordt verder besproken in hs. 6.

2 Situering

Figuur 54 toont de ligging van het landschapsvenster. Het gebied is gelegen in het zuiden van de provincie Vlaams-Brabant en op het grondgebied van de gemeenten Leuven, Oud-Heverlee, Bertem, Huldenberg, Overijse en Tervuren. Een klein stukje ervan ligt op Waals grondgebied, en wordt hier niet besproken. Het gebied ligt volledig in de Leemstreek. Het komt grotendeels overeen met het SBZ-H gebied BE2400011 valleien van de Dijle, Laan en IJse en de aangrenzende bos- en moerasgebieden en het SBZ-V gebied BE2422315 de Dijlevallei

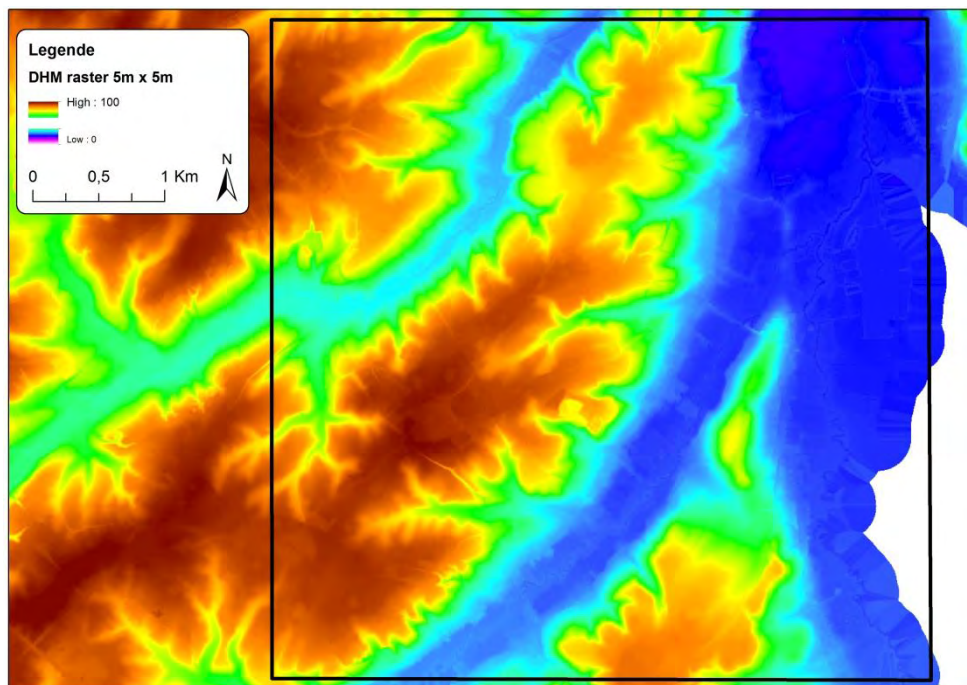
3 Abiotisch milieu

3.1 Reliëf en bodem

De valleien van de Dijle, Laan en IJse liggen in het zuiden van Vlaanderen tussen Brussel, Leuven en Waver; De Laan en de Dijle ontspringen in het Waalse en de IJse in het Brusselse gewest. De valleien zijn 40-60 meter diep ingesneden in het Leemplateau.

De bebossingsindex van de rivierbekkens bedraagt ca. 10 %; het is net die lage bebossingsindex die ervoor zorgt dat het natuurlijke hydraulische regime van de waterlopen gewijzigd is naar een alluviaal regime. Het gaat dus om alluviale valleien waarin sedimentatie een zeer prominent fenomeen is. Sedimentatie impliceert ook erosie, die volop optreed op de landbouwplateau's.

De Valleien van de Laan en de IJse zijn eerder smal (ca3-500 meter breed), de vallei van de Dijle is 1-1.5 km breed (Figuur 55). In het gebied komen, naar Vlaamse normen vrij uitgesproken topografische niveaoverschillen voor gaan van 100 m TAW op de hoogste toppen tot ca. 30 m TAW in de valleien.



Figuur 55. Detail van de topografische kaart van het landschapsvenster Dijle-IJse-Laan SBZ-gebied

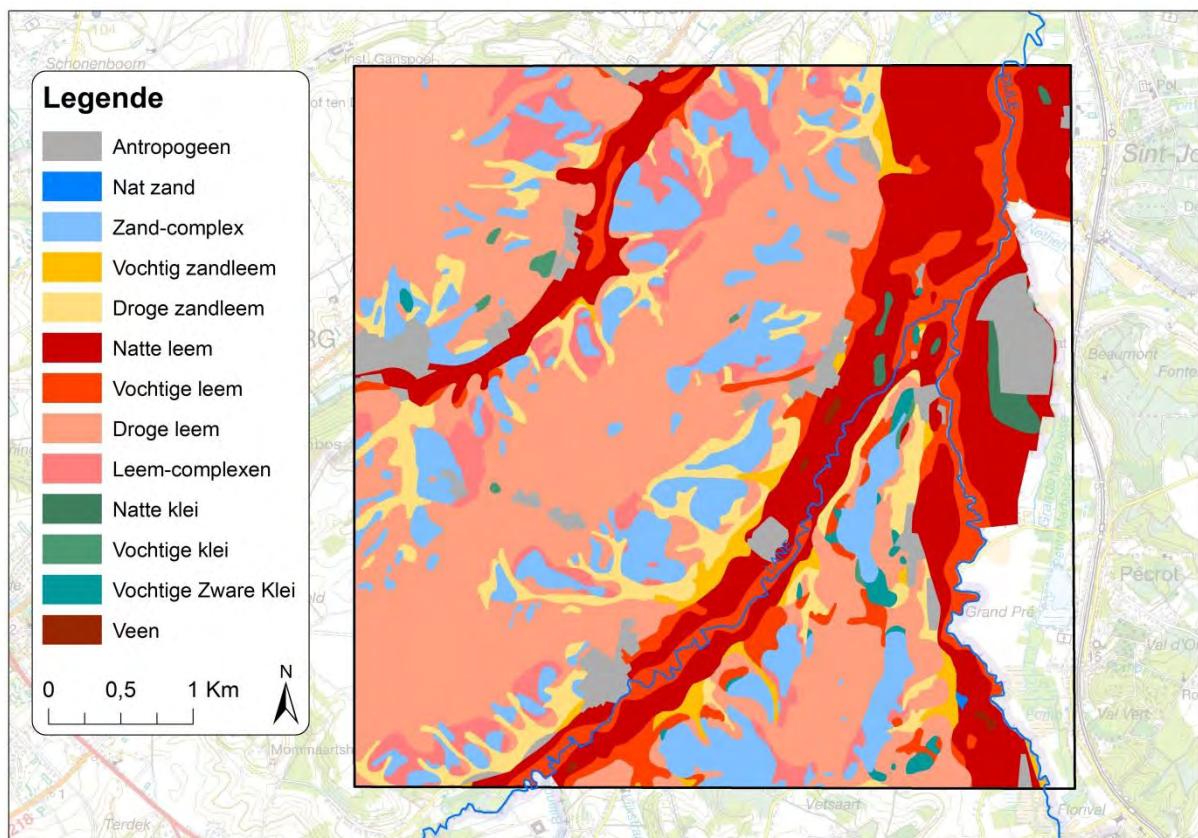
De vereenvoudigde tertiaire geologie van het gebied bestaat uit een opeenvolging (van onder naar boven) van krijt, gevolgd door kleiige afzettingen uit de Groep van Ieper, mineraalrijke grove zanden uit de Formatie van Brussel. Deze geologische lagen werden destijds afgezet als mariene sedimenten tegen het zgn. Brabantse eiland, waardoor de lagen met een helling van ca. 2% in noordelijke richting naar beneden duiken.

Tijdens het quartair werd het geheel afgedekt met een niveo-eolisch löss-pakket. Dat pakket is plaatselijk tot 8 meter dik, maar doorgaans veel minder dik (ca. 1 meter).

De zanden van de formatie van Brussel liggen onder het volledige gebied. Ze zijn vrij tot uitgesproken grof en hebben een hoge hydraulische geleidbaarheid. Voor Vlaanderen is dit een erg belangrijke watervoerende laag waaruit een belangrijk aandeel van het Vlaamse drinkwater gewonnen wordt (HCOV-code 0620). Ook voor het ecologisch functioneren van het gebied is deze aquifer van zeer groot belang. Hij zorgt voor de aanvoer van grote hoeveelheden mineraalrijk kwelwater in

de valleigebieden (5-8 mm/dag). Hydrologisch gezien is de verblijftijd van het grondwater (tussen het infiltreren van een regendruppel en het uittreden als kwelwater) erg kort, gemiddeld ca. 20-25 jaar (Batelaan en Desmedt 1996). De valleien zelf zijn integraal te beschouwen als kwelzones, wat betekent dat het ganse jaar door vrij grote hoeveelheden mineraalrijk en in regel nutriëntenarm grondwater uittreed.

De Dijle, IJse en Laan zijn alluviale valleien. Dat betekent dat de rivieren een overstromingskarakter hebben als gevolg van ontbossingen in het winterhalfjaar (zie o.a. Desmedt 1973, Notebaert 2009). Het zijn ook grondwaterrievieren, wat betekent dat bij droogweerafvoer een vrij constant basisdebiet wordt afgevoerd (resp. ca. 5, 0,5 en 1 m³/sec) maar dat er na regenbuien aanzienlijke piekdebieten optreden waarvan het volume afhankelijk is van de duur en de intensiteit van de neerslag. Als gevolg van de regelmatige piekdebieten treden er, ten minste van in de vroege middeleeuwen regelmatig overstromingen op, waarbij grote hoeveelheden geërodeerd sediment worden afgezet in de valleien volgens een karakteristieke detailtopografie met hoge oeverwallen en lager gelegen komgronden. Het niveauverschil tussen beiden bedraagt 2-3 meter. Het sediment bestaat hoofdzakelijk uit leem; er treedt echter gefractioneerde sedimentatie op waarbij er een groter aandeel zand wordt afgezet vlak bij de rivieren, op de oeverwallen dus, en een groter aandeel zware leem tot klei in het diepste deel van de komgronden, verder verwijderd van de rivier (Figuur 56). Het alluviale valleisysteem is bijgevolg te beschouwen als een 'half-natuurlijk' ecosysteem. Dat betekent dat het systeem veroorzaakt werd door de mens, maar dat als gevolg van menselijk ingrijpen er wel andere dan zuiver natuurlijke processen optreden, maar die andere processen konden en kunnen nog wel spontaan optreden (i.e. regelmatige overstromingen, gefractioneerde sedimentatie, ...).



Figuur 56. Bodemkaart van het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan

De valleien van de Dijle, Laan en IJse zijn natuurlijke en recente overstromingsgebieden (NOG/ROG in de beleidsmatige betekenis van het woord). Het zijn overstromingsgevoelige zones (Figuur 57). De alluviale valleien zelf zijn effectief overstromingsgevoelig; op de Figuur 57 zijn die zones (of ten minste belangrijke delen ervan) in het donkerblauw aan geduid. De mogelijke overstromingsgevoelige zones zijn hoofdzakelijk zijbeekjes en zich verder richting plateau in de vorm

van dendrieten vertakkende droge dalen. De kaart duidt slecht bepaalde delen van die alluviale valleien aan, daar waar in de praktijk de volledige alluviale vlakten effectief overstromen, ook vandaag nog. Het is belangrijk om te beseffen dat deze kaarten het gevolg zijn van een aantal aannames en gis-bewerkingen. Op die manier wordt een aanvaardbare visualisatie weergegeven. Echter bij gedetailleerdere gebiedskennis dient het beeld in veel gevallen te worden bijgesteld (verfijnd). Opvallend is bijvoorbeeld dat op die figuur de oeverwallen langs de Dijle als mogelijke overstromingsgevoelige zones zijn aangeduid. In realiteit zijn dit effectief overstromingsgevoelige zones: hoe zou het overstromingswater anders in de komgronden geraken? Waterbeheersing van de Dijle en Laanvallei is erop gericht om zoveel mogelijk natuurlijke overstromingen te krijgen stroomopwaarts van de stad Leuven. Door het toelaten van natuurlijke overstromingen wordt ernaar gestreefd om economische schade in de stroomafwaarts gelegen stad te vermijden. De vallei van de IJse kent meer urbanisatie met woonkernen in NOG/ROG zones. Hier zijn natuurlijke overstromingen niet overal meer mogelijk.



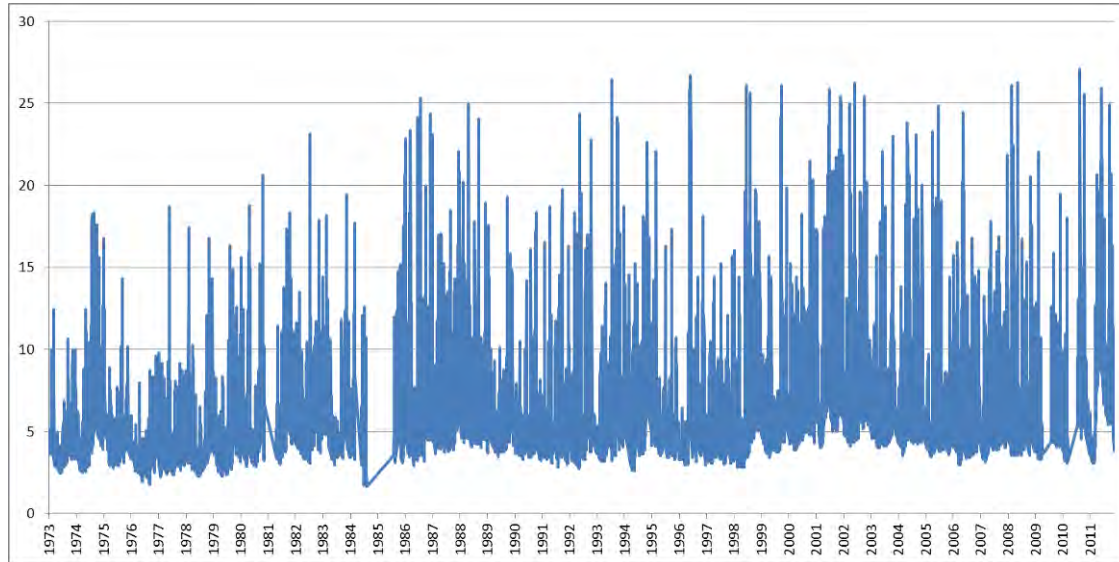
Figuur 57. Overstromingsgevoeligheid voor het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan

Voor de vallei van de Dijle en de Laan werd omstreeks 1999 beslist om in het kader van overstromingspreventie voor de stroomafwaarts gelegen binnenstad van Leuven en de campus Arenberg van de KU Leuven, om een aantal aanpassingswerken te doen aan drainagesystemen zodat er sneller overstromingen zouden optreden.

Sinds 1990 worden de Dijle- en Laanoevers niet meer gemaaid en er worden geen slibstranden meer geruimd. Daardoor groeien er op de oevers van de Dijle weer bomen en struiken die in het rivierkanaal hangen. Dat zorgt voor een verruwing van dit rivierkanaal. Dat heeft tot gevolg dat bij eenzelfde debiet, het peil in de rivier hoger komt te staan, waardoor er sneller overtoppingen van de oeverwallen plaatsvindt. Opnieuw wordt daarbij tijdelijk overtollig rivierwater geborgen waardoor het piekdebiet nog verder aftopt, met een bijkomende afname van de overstromingsrisico's. Aangezien de rivieroevers tot 1990 quasi jaarlijks gemaaid werden, waardoor er alleen grazige vegetatie aanwezig was, heeft het bijna 10 jaar geduurd eer er enige bomen van betekenis aanwezig waren op de oevers. Sindsdien is het aantal bomen en struiken systematisch blijven stijgen. Ook sinds 2000 werd er bever geïntroduceerd in het Dijlebekken, deels in Wallonië, deels in Vlaanderen. Die dieren zorgen er in toenemende mate voor dat er grote geveld bomen in het rivierkanaal terecht komen,

met een nog spectaculairdere verruwing van de rivier tot gevolg. Overtoppingen van de oeverwallen en overstromingen treden alsmaar frequenter op.

Op de tijdreeks van de maximale dag debieten van de Dijle centraal in het landschapsvenster (Figuur 58) is duidelijk te zien dat gedurende de laatste dertig jaar de frequentie van piekdebieten toeneemt maar ook de hoogte ervan is toegenomen. De basisafvoer stijgt eveneens lichtjes.



Figuur 58. Tijdreeks van Dijle debieten in St. Joris Weert (dag maxima in m³/sec)

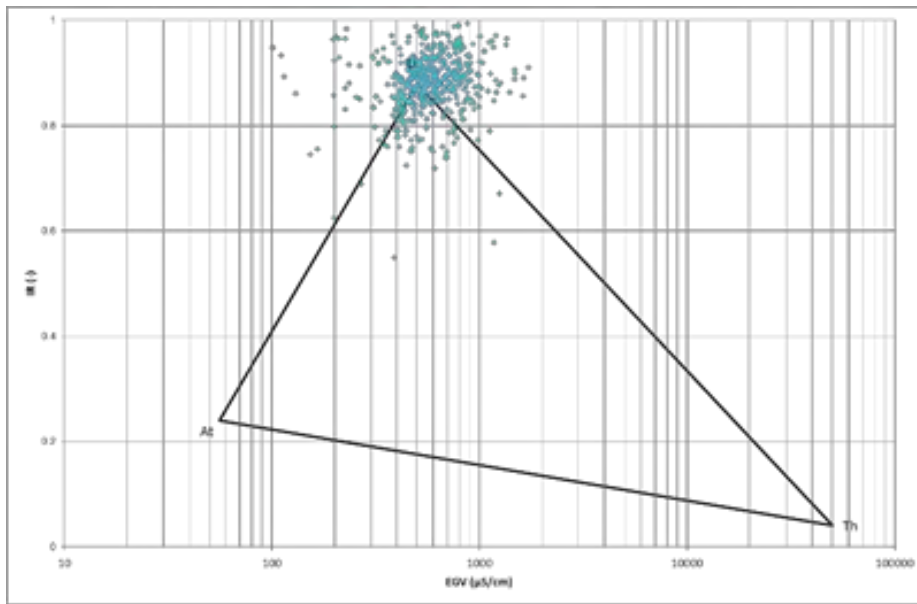
Piekdebieten in de Dijle vertalen zich niet rechtstreeks in overstromingen in de verschillende komgronden van het studiegebied. Immers, sinds de stopzettingen van de ruiming en het maaien van de oevers in het gebied sinds 1990, is de verruwing van het rivierkanaal geleidelijk ingetreden. De laatste jaren verloopt dat proces alsmaar sneller en sneller. Er kan dus niet één eenduidig debiet bepaald worden waarbij de rivier begint te overstromen. In ieder geval gebeurde dat in 1990 pas bij een debiet dat in de buurt van 22-23 m³/sec lag. Vandaag gebeurt dat al bij een debiet van om en bij de 20 m³/sec. De overstromingsfrequentie, -duur en -diepte zijn bijgevolg het voorbije decennium sterk toegenomen.

3.2 Milieukwaliteit

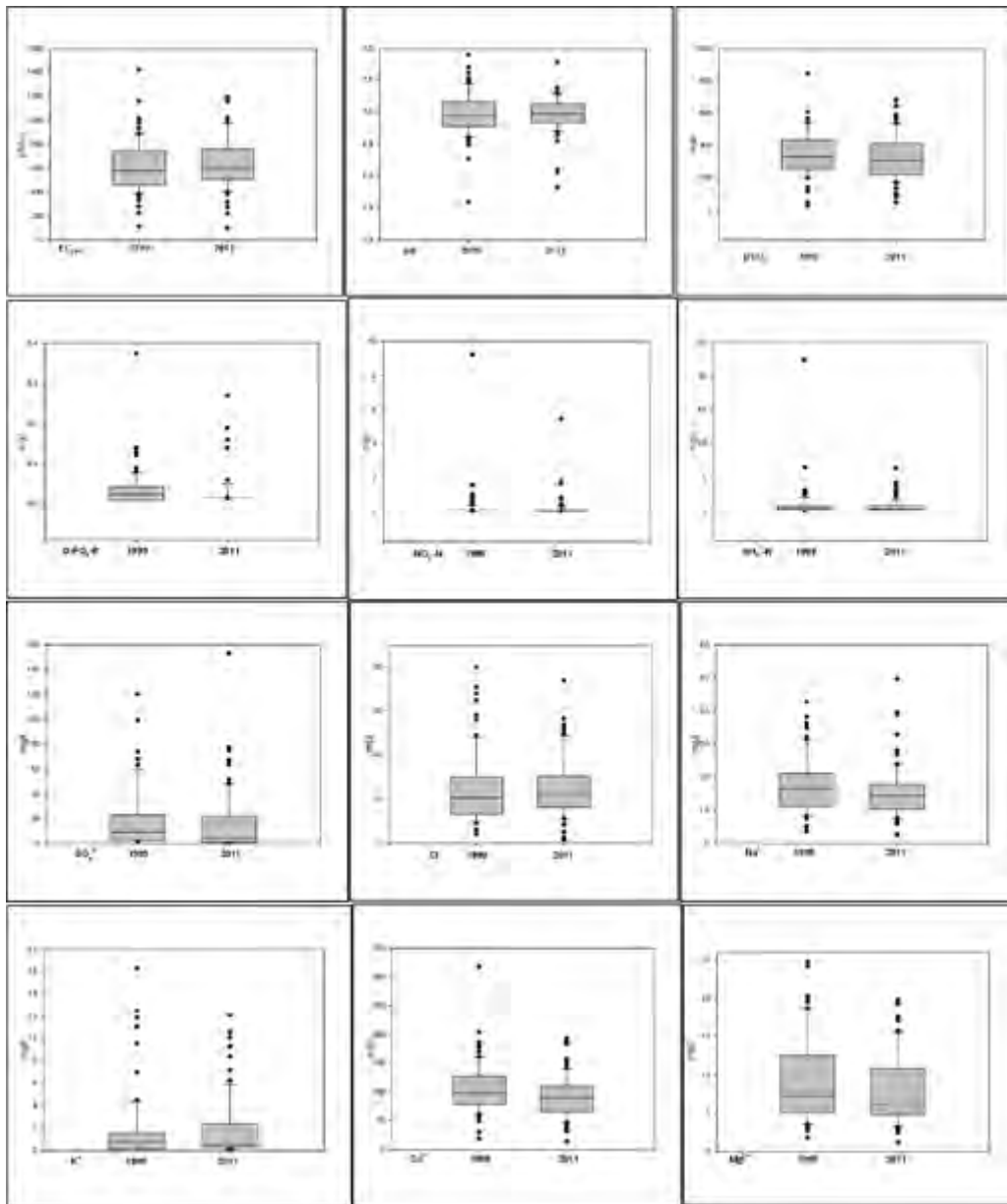
3.2.1 Waterkwaliteit

3.2.1.1 Grondwater

In de WATINA-databank van het INBO, zijn er voor het gebied ca. 200 meetlocaties bekend waarop in de loop van de voorbije 10-15 jaar ten minste één keer chemische analyses van het grondwater werden uitgevoerd. Daaruit blijkt dat het grondwater inderdaad erg mineraalrijk is (bv. $\langle \text{EC}_{25} \rangle = 600 \mu\text{S}/\text{cm}$, $\langle \text{Ca} \rangle = 100 \text{ mg}/\text{l}$), uitgesproken lithotroof grondwater dus zoals snel af te leiden valt uit een EC)IR-diagram (Figuur 59).



Figuur 59. EC/Tr-diagram voor het grondwater in de Dijle-IJse-Laanvallei



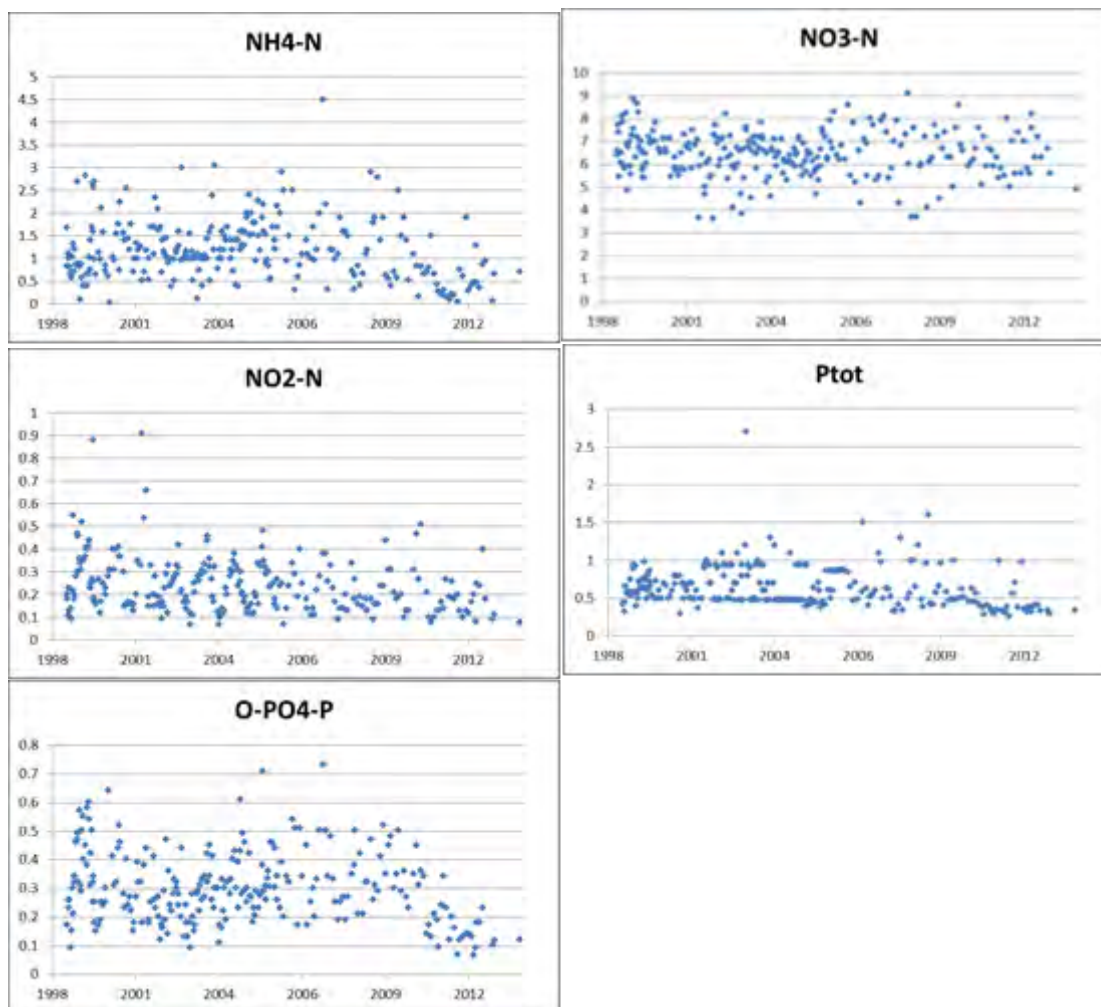
Figuur 60. Box-plots voor de verschillende chemische variabelen en voor de bemonsteringsperioden 1999-2011 voor de Dijlevallei. (de naam van de chemische variabelen zijn telkens te vinden onderaan links in elke grafiek)

In dat grondwater zijn er nauwelijks sporen van $\text{NO}_2\text{-N}$ of $\text{O-PO}_4\text{-P}$ maar lokaal zijn er soms sterk verhoogde $\text{NO}_3\text{-N}$ waarden te meten. Dat is met name het geval in het grondwater onder Meerdaalwoud waar via droge depositie en stem flow soms zeer grote concentraties nitraat in het infiltrerend grondwater gemeten worden. Als het grondwater aan de oppervlakte komt in de kwelgebieden is de stikstofcontaminatie door denitrificatie verdwenen; een reductie via pyriet; met ontwijking van stikstof onder de vorm van lachgas en plaatselijk verhoogde sulfaatgehalten (normaal 10-20 mg/l en verhoging tot 120 à 140 mg/l). De situatie schijnt de laatste jaren echter te verbeteren (Figuur 60).

3.2.1.2 Oppervlaktewater

3.2.1.2.1 Oppervlaktewaterkwaliteit

Voor de Dijle te Sint Joris Weert is er voor een periode van meer dan 30 jaar een uitgebreide set van chemische analyseresultaten van het oppervlaktewater beschikbaar. In het noorden van het landschapsvenster is een VMM staalnamepunt aanwezig op de Dijle dat met een halfmaandelijke frequentie bemonsterd wordt. Het gaat over de locatie 'Dijle – Sint Joris Weert Neerijsebaan met nr. 221000).



Figuur 61. Tijdreeksen van de concentraties van de belangrijkste nutriënten (in mg/l) in het Dijlewater te Sint Joris Weert. (VMM meetpunt 221000)

Jaarlijkse gemiddelden geven slechts een algemene toestand weer. Voor de Dijle zijn er bijzonder veel chemische analyseresultaten beschikbaar. Er is geopteerd om ze voor een periode van 15 jaar allemaal weer te geven. In eerste instantie kan geredeneerd worden dat alleen de kwaliteit bij overstromingen een impact zullen hebben op de overstroomde habitats. Overstromingen kunnen in principe op elk ogenblik van het jaar optreden. Het is met andere woorden niet alleen belangrijk om de gemiddelde samenstelling maar ook de spreiding van concentraties doorheen het jaar te kennen.

In Figuur 61 worden de tijdreeksen van concentraties van de belangrijkste nutriënten in het Dijlewater weergegeven. Voor ammonium, nitraat, nitriet en totaal fosfor zijn er (erg) lichtjes dalende trends waar te nemen. Orthofosfaat vertoonde een lichtjes stijgende trend tot einde 2011. Vanaf toen werd echter in de RWZI net ten zuiden van de gewestgrens een defosfatatie installatie in gebruik genomen, wat de breuk in de meetreeks verklaard.

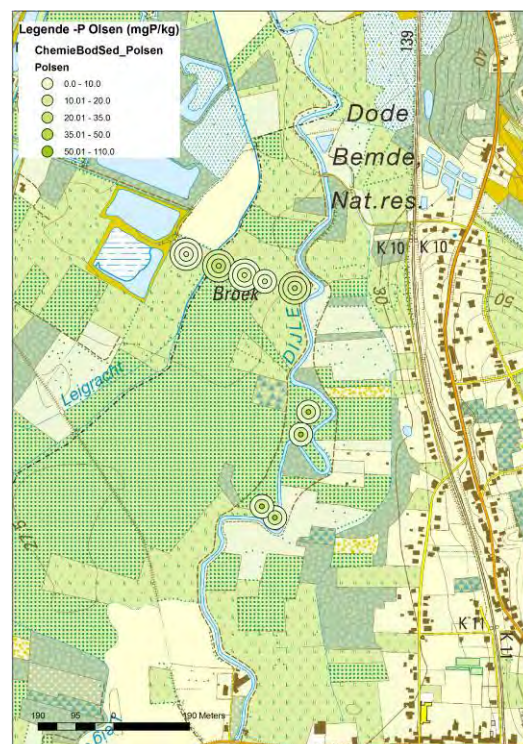
De absolute concentraties voor ammonium, nitraat, totaal fosfor en orthofosfaat zijn hoog. De concentraties krijgen het predicaat matig tot ontoereikend mee (Schneiders et al 2007).

3.2.1.2.2 Nutriënten via sedimenten

De alluviale valleien in de leemstreek zijn 'van nature' een productief en dus vrij eutroof systeem. Deze ecosystemen zijn bijgevolg qua gevoeligheid aan nutriëntenbelasting niet vergelijkbaar met kempische ecosystemen (bijvoorbeeld de Hoge Kempen). Nochtans gelden ook hier bepaalde drempelwaarden voor nutriëntenlast.

Bij 'natuurlijke' overstromingen worden er voornamelijk op de oeverwallen soms erg grote hoeveelheden sedimenten afgezet waarin (ten minste incidenteel) uitermate grote hoeveelheden nutriënten aanwezig zijn. Die vormen zeker een belemmering bij het herstel, laat staan in stand houden van bijvoorbeeld het habitatype 6510 en vermoedelijk ook (maar dan in mindere mate) het habitatype 6430 (De Becker & De Bie 2013).

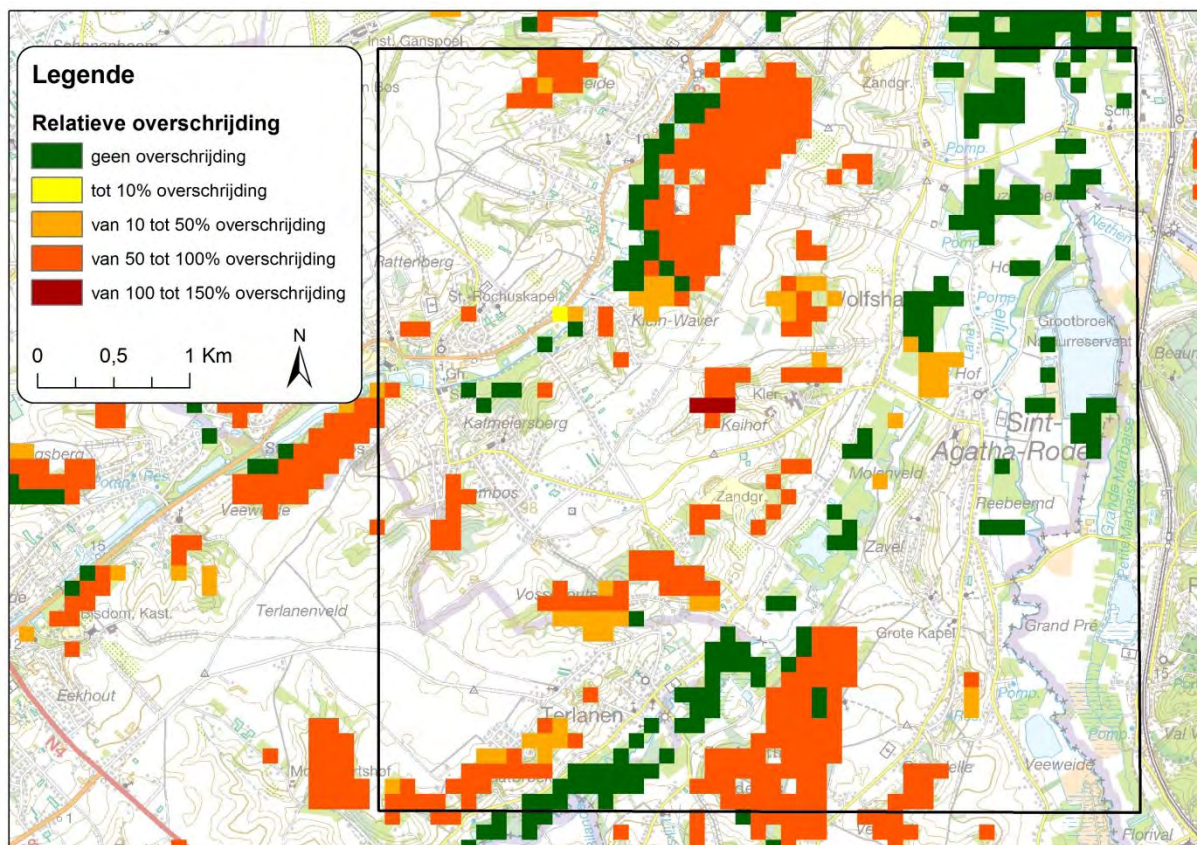
Olsen-P is een gebruikelijke maat voor het gehalte aan beschikbare fosfor in de bodem. Volgens Ghesquiere et al (2002) is het gebruik van Olsen-P aangewezen als P-beschikbaarheidsparameter voor analyse van bodems in natte natuurgebieden in Vlaanderen. Er worden waarden tot 105 mg P/kg in de recente overstromingssedimenten (Figuur 62) bereikt. Als we de bodemstalen onder dit sediment bekijken dan zien we duidelijk een veel lager gehalte van 13 mg P/kg in Dijle (0-5cm) naar nog lagere waarden diepten in de bodem.. De beschikbare P voorziening neemt dus sterk af met de diepte. Olsen-P waarden die lager zijn dan 10 à 20 mg P/kg kunnen bestempeld worden als "schraallandwaarden". Door het gevoerde beheer (geen extra minerale of dierlijke bemesting, jarenlang maaien met afvoeren van maaisel) is er sprake van verschraling. Afzetting van sediment bij overstromingsprocessen (bij de actuele waterkwaliteit) is dus een (zeer) belangrijke bron voor P toevoer.



Figuur 62. Olsen-P (mg P/kg) in de bodemstalen van de Doode Bemde (honderd meter ten noorden van het landschapsvenster). De verschillende bemonsteringsdiepten worden per locatie weergegeven in gestapelde bolsymbolen met grotere diameter naarmate het deelstaal op een grotere diepte genomen is.

3.2.2 Atmosferische depositie

Tal van stoffen kunnen worden afgezet via atmosferische depositie. Hier wordt enkel N-depositie in beschouwing genomen. Voor een hele reeks habitats en regionaal belangrijk biotopen gelden drempelwaarden. Als die waarden overschreden worden treedt er ten minste een stikstofstress op. In Figuur 63 worden de overschreden drempels voor de verschillende habitattypen in het landschapsvenster Dijle-IJse-Laan weergegeven



Figuur 63. Overzicht van (relatieve) overschrijding van de drempelwaarde voor stikstofdepositie voor de verschillende aanwezige habitats in het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan.

Het is niet verwonderlijk dat er voornamelijk problemen zijn voor 'drogere', niet grondwaterafhankelijke habitattypen. Immers, de alluviale habitattypen staat in nutriënten rijkere omstandigheden, omdat hier (via sediment en oppervlaktewater) historisch aanvoer was en is van nutriënten.

4 Biotisch milieu

4.1 Vegetatie

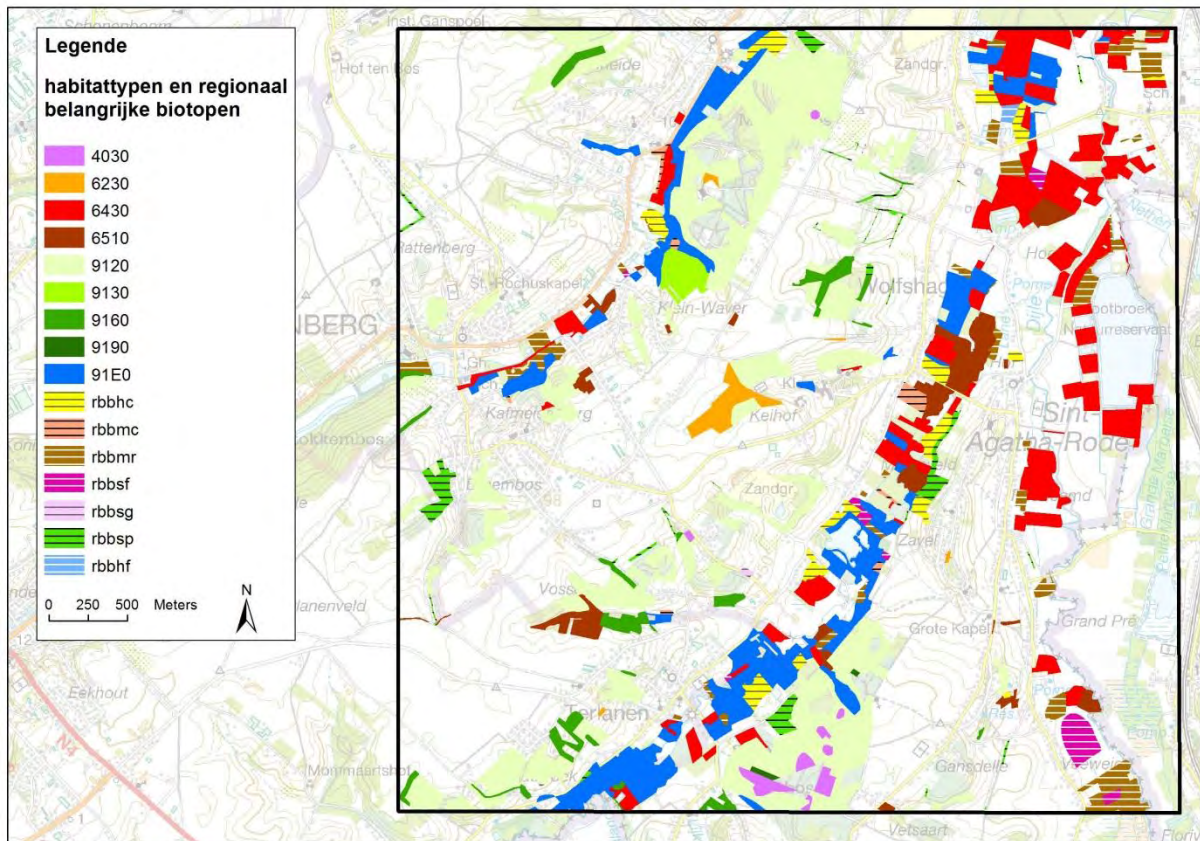
Het gebied is aangeduid voor volgende habitattypen (zie Tabel 43/Figuur 64):

Tabel 43: overzicht van de Europese habitattypen en de regionaal belangrijke biotopen voor het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan

<u>Habitatype</u>	
3150	van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrochariton
4030	Droge Europese heide
6230	Soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)
6430	Voedselrijke zoomvormende ruigte van het laagland en van montane en alpiene zones
6510	Laaggelegen schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , ...)
7140	Overgangs- en trilvenen
7220	Kalktufbronnen met tufsteenformaties (Cratoneurion)
9130	Beukenbossen van het type <i>Asperulo-Fagetum</i>
9160	Sub-Atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of Eiken-Haagbeukenbos behorend tot het <i>Carpinion betuli</i>
91E0*	Alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)
<u>Regionaal belangrijke biotopen</u>	
rbbhc	Dotterbloemgrasland
rbbmc	grote zeggenvegetaties
rbbmr	rietland en andere phragmitievegetaties
rbbmf	moerasbos met breedbladige wilgen
rbbsg	brem- en gaspelstruweel
rbbsp	doornstruwelen van leemhoudende gronden
rbbhf	moerasspirearuigte met graslandkenmerken

De habitattypen en regionaal belangrijke biotopen die grondwaterafhankelijk zijn, werden in Tabel 43aangeduid in het vet. Twee boshabitats komen voor (9120 en 9190) maar het gebied werd daarvoor niet aangemeld bij Europa.

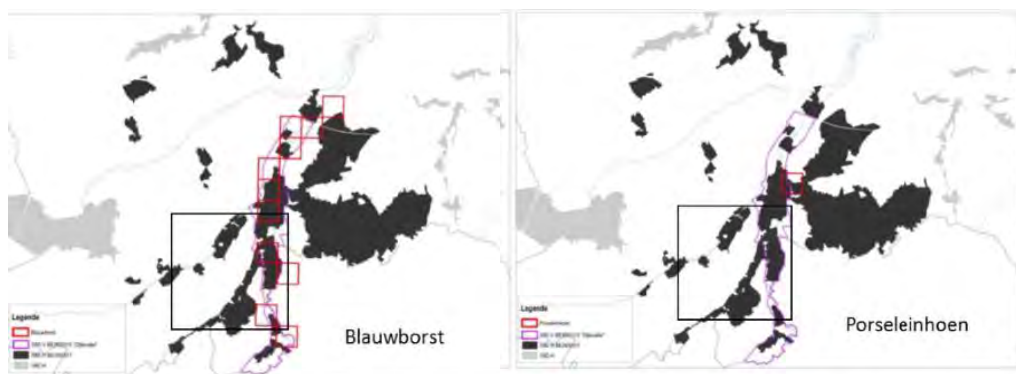
Het habitatype waar een * bij staat is een prioritair Europees habitatype, deze die in het vet aangeduid werden zijn grondwaterafhankelijk. Het zijn deze, grond- (en deels ook oppervlaktewaterafhankelijke types die in eerste instantie relevant lijken om te behandelen in het kader van klimaatadaptatie.

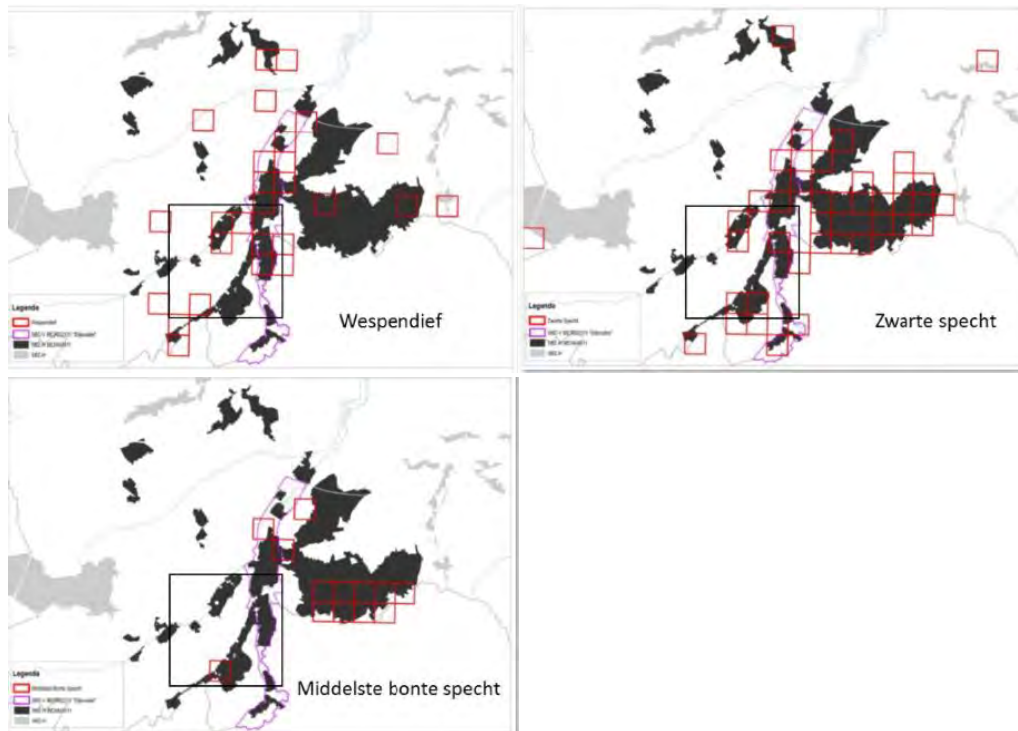


Figuur 64. Habitats en regionaal belangrijke biotopen voor het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan

4.2 Soorten van bijlage IV van de Vogelrichtlijn

Er zijn 10 bijlage IV vogelsoorten terug te vinden in de bijlage IV van de vogelrichtlijn die van belang zijn (of waren) voor dit vogelrichtlijngebied: Zwarte Specht, Middelste bonte specht, IJsvogel, Blauwborst, Wespendiff, Grote zilverreiger, Kleine zwaan, Woudaap, Roerdomp en Porseleinhoen





Hiervan lijken op het eerste zicht enkel IJsvogel, Blauwborst en Porseleinhoen relevante soorten om te behandelen in het kader van klimaatadaptatie. Porseleinhoen is een soort die zijn broed/leefgebied heeft in grote zeggenvegetaties (rbbmc) en dottergraslanden (rbbhc). In het gebied komt ze sporadisch voor in deze vegetatietypen. Blauwborst heeft zijn broed/leefgebied in moerasspirearuitgen waarin niet al te veel struweelontwikkeling aanwezig is (6430, rbbhf, rbbfs). Klimateffecten op die habitats en regionaal belangrijke biotopen zullen bijgevolg een effect hebben op die soorten.

IJsvogel is een soort die zijn broed- en leefgebied langs alluviale rivieren heeft (afkalvende oevers) maar voor fourageren niet noodzakelijk aangewezen is op deze waterlopen, vijvers voldoen ook. Verbeterde waterkwaliteit in de waterlopen zal uiteraard geen negatieve effecten hebben, wel in tegendeel. Door de toename van piekafvoeren, zal de erosie en sedimentatie (vrije meanderevolutie) binnen de rivierkanalen toenemen, wat een grotere kans op geschikte nestgelegenheid tot gevolg zal hebben.

Woudaap en Roerdomp zijn rietvogels. Woudaap heeft blijkbaar al voldoende aan kleine lintvormige vegetaties waarin ook grote lisdodde domineert, Roerdomp mloet het hebben van goed ontwikkelde rietkragen waarin voldoende diep water aanwezig is, het zgn. waterriet. Beide soorten broeden in dit gebied in riet en lisdoddekragen in en langs de verschillende mesotrofe plassen. Het peil van deze plassen wordt sinds hun aanleg na de tweede wereldoorlog artificieel geregeld. Dat peil is klimaatonafhankelijk. De soorten zijn bijgevolg niet relevant voor deze discussie.

Zwarte Specht en Middelste bonte specht zijn twee oud-bossoorten. Ze zijn al een tijdje aanwezig in dit gebied, dat heeft naar alle waarschijnlijkheid alles te maken met gewijzigd bosbeheer, waarbij het behoud van oude volwassen bomen belangrijker werd.

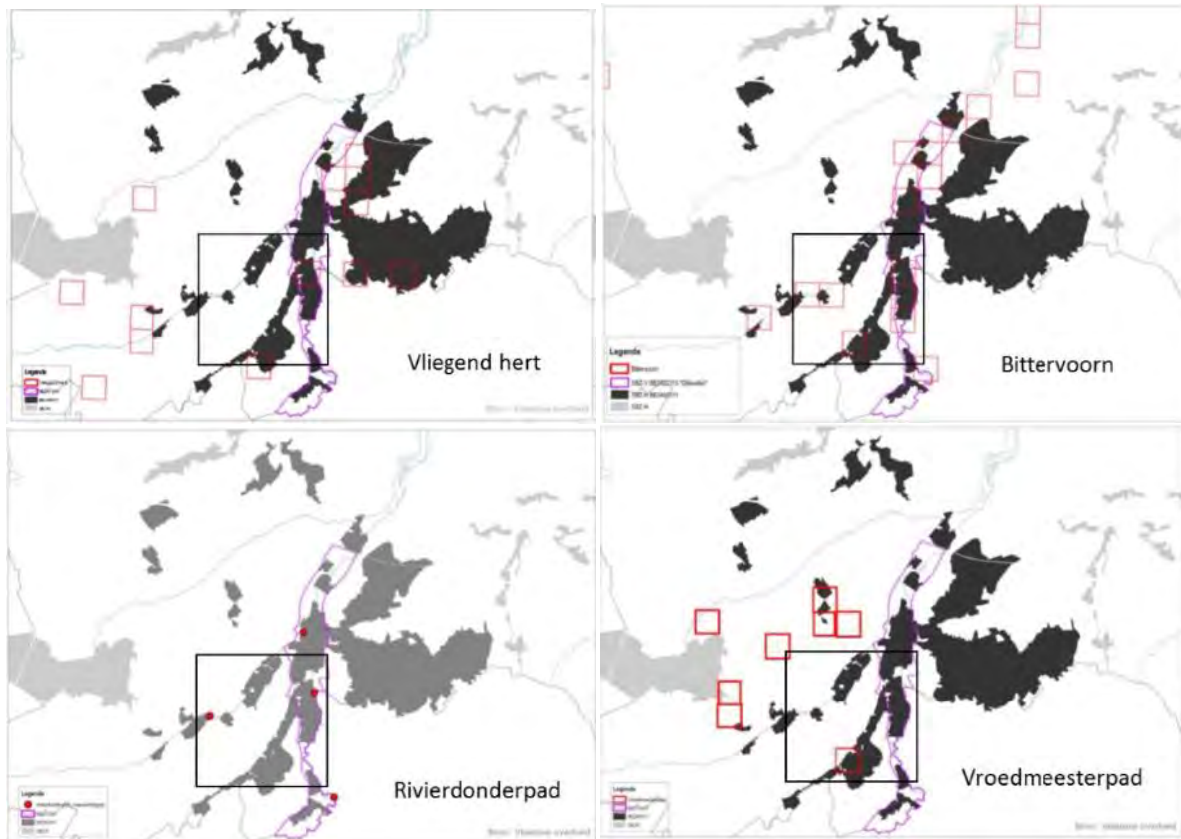
Wespandief is een soort die baat heeft bij landschappen met grote mozaïekstructuren waarin grote bossen maar ook ruigten en graslanden te vinden zijn. Het verband tussen dit soort van landschappen klimaatwijziging is niet meteen duidelijk.

Grote zilverreiger is een moerasvogel die het laatste decennium sterk in opmars is, maar vooralsnog niet broedt. Het verband met klimaatwijziging is niet meteen duidelijk,

Kleine zwaan is een overwinterende vogel die destijds op de vijvers van de Dijlevallei een gunstig overwinteringsgebied vond. De laatste decennia is de soort als overwinteraar eerder aangetrokken door andere, recentere en grotere plassen in open valleilandschap elders in Vlaanderen (zoals Schulensbroek, ...), opnieuw is het verband met klimaatwijziging niet direct duidelijk.

4.3 Soorten van bijlage II van de Habitatrictlijn

Het gaat voor dit sbz-gebied om Zeggekorfslak, Vliegend hert, Bittervoorn, Rivierdonderpad, Kamsalamander en recent ook Europese bever.



Hiervan lijkt enkel zeggekorfslak relevant om in eerste instantie te behandelen in het kader van klimaatadaptatie. De soort is gebonden aan grote zeggevegetaties en lijkt ook te profiteren van overstromingen om nieuwe terreinen te koloniseren (Vercoetere 2002). Klimateffecten op de ontwikkeling van het regionaal belangrijke biotoop grote zeggevegetaties en toename van overstromingen zullen onvermijdelijk ook effecten hebben op deze soort.

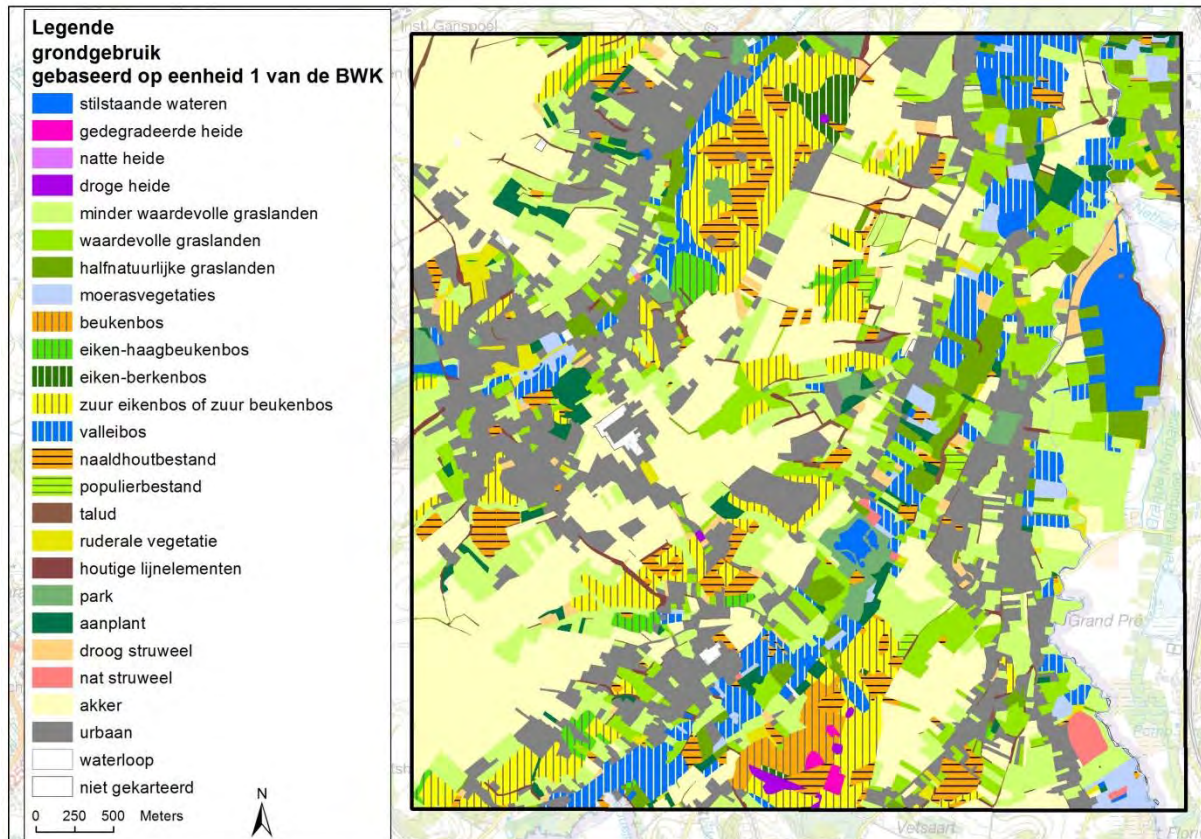
Effecten van klimaatwijziging op het leefgebied (hydraulische karakteristieken van de rivieren) van Bittervoorn en Rivierdonderpad lijken er niet direct te zijn.

Wroedmeesterpad zit hier aan de noordgrens van zijn verspreidingsareaal. Het is een soort van warme beschutte zuid geëxposeerde hellingen (hier doorgaans altijd actieve of recent verlaten groeven) met een begeleidende voortplantingsplas. Opwarming van klimaat lijkt gunstig te zijn voor de verspreiding van de soort, maar actueel ondervindt de soort al de grootst mogelijke problemen door verregaande versnippering en isolatie van deelpopulaties. (Ref. soortbeschermingsplan Wroedmeesterpad toevoegen).

5 Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit en ESD

5.1 Ligging in beschermingszones

Belangrijke delen van dit landschapsvenster behoren tot het natura 2000 netwerk (Figuur 54) waarvan ook belangrijke oppervlakten effectief een hoge natuurwaarde hebben (Figuur 64). Grote delen van de SBZ-gebieden in het landschapsvenster behoren ofwel tot een Europees habitattype ofwel is het een regionaal belangrijk biotoop. Daarnaast zijn er nog terreingedeelten die andere natuurwaarden hebben zoals waardevolle graslanden zie Figuur 65). Dat betekent dat de potentie tot het realiseren van hoog gekwalificeerde natuurdoelen hier op grote schaal mogelijk zijn, als er maar gericht beheerd wordt.



Figuur 65. Biologische waarderingskaart voor het landschapsvenster sbz-Dijle-IJse-Laan

Aangeven of er internationale beschermingszones (Natura 2000/Ramsar) of nationale beschermingszones (erkende reservaten/VEN) binnen het landschapsvenster liggen + kaarten.

Verder heeft het overgrote deel van de SBZ-gebieden een groene bestemming op het gewestplan van de verschillende gemeenten (1975). Het natuurreservaat de Doode Bemde heeft een erkende uitbreidingsperimeter. Verder liggen er een aantal Vlaamse natuurreservaten in het venster. Dat is met name het geval voor een deel van het Margijsbos, het volledige Rodebos, de vijvers van Florival, het Grootbroek, delen van de IJse en van de Laanvallei. Naar Vlaamse normen gebeuren hier vrij veel inspanningen naar bescherming.

5.2 Beheerinitiatieven

Voor het erkende natuurreservaat de Doode Bemde (in het uiterste noorden van het landschapsvenster) bestaat er een goedgekeurd beheerplan dat ook effectief uitgevoerd wordt. In dat gebied loopt eveneens een natuurinrichtingsproject.

Voor de rest van het gebied bestaat er enkel voor het Rodebos een beheerplan opgemaakt in de jaren 90 van de vorige eeuw. Voor de andere terreinen bestaat nog geen beheerplan. De meeste terreinen werden recent verworven door het Agentschap voor Natuur en Bos. Er is dan ook nog geen sprake van een consequent uitgevoerd beheerplan. Wel worden een aantal grasland- en heidepercelen al gedurende een tiental jaar gemaaid en/of (na)begraasd.

5.3 Doelstellingen m.b.t. biodiversiteit en ESD

Er bestaat actueel enkel voor het erkende natuureservaat de Doode Bemde en voor het Vlaamse reservaat Rodebos een goedgekeurd beheerplan. Daarin is er geen sprake van klimaatadaptatie of Natura 2000 tout court. Er wordt momenteel gewerkt aan een geïntegreerd beheerplan voor alle natuurgebieden in dit landschapsvenster (en grotendeels ook daarbuiten in het volledige SBZ-gebied).

6 Wat zijn de relevante/sturende drivers?

De impact van de verwachte klimaatwijziging werd op Vlaams niveau bekeken in (Demarée et al 2008). Daarin werden, vereenvoudigd gesteld, een aantal scenario's en varianten bekeken. De ultieme driver achter de veranderingen is uiteraard de verhoging van de CO₂ concentratie in de atmosfeer. Die stijging zorgt voor een cascade aan secundaire en tertiaire abiotische veranderingen waarvan het verband met de originele verandering (de stijging van de CO₂-concentratie) steeds minder eenduidig is. Daar zijn verschillende redenen voor; het kan zijn dat de effecten onvoldoende bekend zijn maar ook interferentie met andere veranderingen in het landschap spelen een belangrijke rol. Hieronder wordt geprobeerd om een overzicht te geven dan de voor die verhaal relevante secundaire en tertiaire veranderingen. Daarbij wordt gefocust op de in het gebied aanwezige Europese habitats en habitatrictlijnsoorten. Er wordt van uitgegaan dat deze habitats en soorten reageren op een aantal omgevingsvariabelen. Afhankelijk van het habitatype of de soort zullen de belangrijke, sturende omgevingsvariabelen anders zijn. Zo is bijvoorbeeld voor overgangsvenen (ht 7140), een grondwaterafhankelijk habitatype, een specifieke grondwaterdynamiek en chemische samenstelling van het grondwater zeer groot belang voor het voortbestaan ervan. Voor dat habitatype zal de hydrologie, meer bepaald de karakteristieke grondwaterstanden (GXG) en de chemische samenstelling van grondwater, naast nog een aantal andere abiotische variabelen uiteraard, van doorslaggevend belang of ook wel genoemd 'sturend' zijn voor het in stand houden of overleven ervan. Het zal duidelijk zijn dat grondwater in het geval van droge heide (ht 4030) van veel minder tot geen belang zal zijn. Voor zover mogelijk worden alle bekende secundaire en tertiaire omgevingsvariabelen ze besproken als 'standplaatsfactoren' zoals weergegeven in Figuur 66.

De toename van CO₂ in de atmosfeer leidt in de eerste plaats tot toename van de temperatuur. Voor het gematigde West-Europese klimaatgebied en dus voor Vlaanderen betekent dat vervolgens een veranderd neerslagpatroon en een toename van de (potentiële) evapo-transpiratie.

Het veranderende neerslagpatroon zou leiden tot twee gevolgen: een wijziging in neerslagintensiteit en een minder gelijke verdeling van de hoeveelheid neerslag doorheen het jaar. Er wordt van uitgegaan dat de totale hoeveelheid op jaarbasis niet significant wijzigt.

De wijziging in neerslagintensiteit zou zich manifesteren onder de vorm van een grotere kans op intense regenbuien. Met andere woorden, gebeurtenissen waarbij een grotere hoeveelheid hemelwater op een korte tijd valt, zullen frequenter voorkomen. Intensere regenbuien leiden rechtstreeks tot een toename van piekdebieten in onze (nagenoeg allemaal alluviale) rivieren, en dus een toename van overstromingsfrequentie, -duur en -diepte in de riviervalleien. De reden daarachter is dat een groter aandeel hemelwater wordt afgevoerd naar rivieren via oppervlakkige afvoer (surface run-off).

Tot voor kort was de vuistregel dat neerslag ongeveer gelijk verdeeld was over het ganse jaar. Dat zou veranderen. Er wordt gesteld dat er gedurende het winterhalfjaar meer neerslag zou vallen en gedurende het zomerhalfjaar minder. Opnieuw, de totale hoeveelheid zou op jaarbasis niet betekenisvol wijzigen. Dat zou dan mogelijk tot gevolg hebben dat er verhoudingsgewijs meer overstromingen zouden komen gedurende het winterhalfjaar. Onder andere Beumer (2009) gaat daar ook van uit.

Als proportioneel op de totale jaarneerslag een grotere aandeel hemelwater wordt afgevoerd onder de vorm van oppervlakkige afvoer, dan zorgt dat voor verminderde infiltratie en wordt er dus minder grondwater aangevuld. Dat zou betekenisvolle effecten kunnen hebben op het grondwaterregime, waardoor tijdreeksen van grondwaterschommelingen er anders gaan uitzien. Met name een lagere gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) in de zomer en mogelijks een lagere gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) in de winter zouden daar het gevolg van kunnen zijn.

- GHG= gemiddelde hoogste grondwaterstand

Van een reeks grondwaterstanden, gemeten met een frequentie van twee maal per maand, wordt per hydrologisch jaar (april-maart) de HG3 berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie hoogste gemeten grondwaterstanden. De GHG is nu gedefinieerd als de statistische verwachtingswaarde van de HG3's over een periode waarin het grondwaterregime niet door ingrepen is gewijzigd. Bij voorkeur is dit een periode van minimaal 8 jaar.

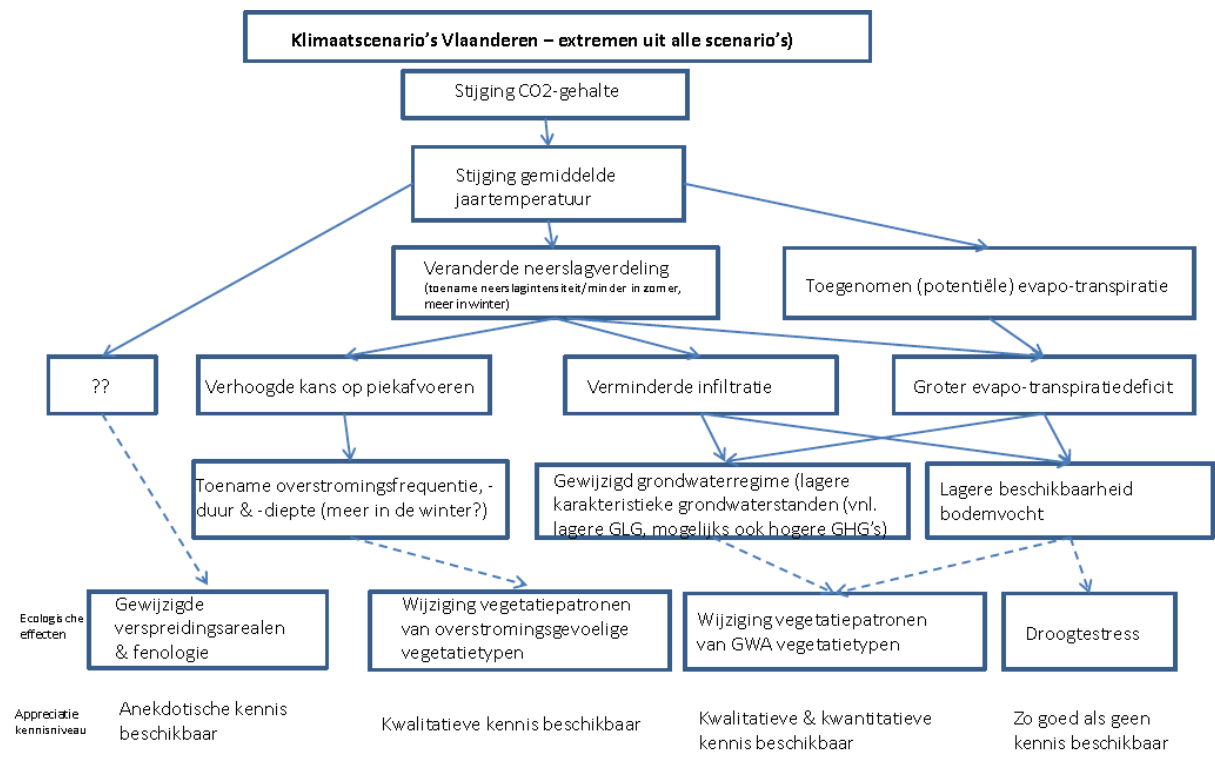
- GLG= gemiddelde laagste grondwaterstand

Van een reeks grondwaterstanden, gemeten met een frequentie van twee maal per maand, wordt per hydrologisch jaar (april-april) de LG3 berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie laagste gemeten grondwaterstanden. De

GLG is nu gedefinieerd als de statistische verwachtingswaarde van de LG3's over een periode waarin het grondwaterregime niet door ingrepen is gewijzigd. Bij voorkeur is dit een periode van minimaal 8 jaar.

Minder infiltratie betekent, zeker in het zomerhalfjaar) een *verminderde beschikbaarheid van bodemvocht*. Daarnaast zou de neerslagverdeling over het jaar wijzigen. Er zou meer neerslag vallen in de winter en minder in de zomer. Dat zorgt mogelijks voor deels tegenstrijdige conclusies inzake het effect op grondwaterdynamiek. Meer neerslag in het winterhalfjaar (dus bij lage evapotranspiratie) resulteert in meer effectieve neerslag. Dat leidt doorgaans tot hogere grondwaterpeilen in de winter en dus hogere GHG's (wat in tegenspraak is met het effect van de toegenomen oppervlakkige afvoer).

Toegenomen evapo-transpiratie in combinatie met een gewijzigde neerslagverdeling leidt, naast *wijzigingen in het grondwaterregime* ook tot een *toegenomen evapo-transpiratiedeficit*. Dat deficit is een jaarlijks weerkerend, natuurlijk zomerfenomeen in onze contreien, maar zou in de toekomst langer aanhouden en groter zijn. Dat heeft rechtstreeks als gevolg dat de GLG's dieper zullen liggen, zeker op die locaties waar geen of minder intensieve kwel optreedt. Een tweede effect is dat in de fysiologisch actieve periode van de planten, de *hoeveelheid beschikbaar bodemvocht kleiner* zou worden.



Figuur 66. Vermoedelijke effecten van klimaatwijziging op de sturende standplaatsfactoren die van belang zijn voor de ontwikkeling van Europese habitats en soorten

7 Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers

7.1 Temperatuur

Het effect van temperatuurstijging op de relevante soorten en habitats is onvoldoende tot niet bekend. Er worden verschuivingen in verspreidingsarealen en fenologie van planten- en diersoorten vastgesteld. Maar waar die effecten precies toe leiden is (nog) niet duidelijk.

7.2 Wijziging vegetatiepatronen van overstromingsgevoelige vegetatietypen

Vooraf: het belangrijk om te beseffen dat gewijzigde overstromingsregimes en de ecologische effecten daarvan met stellige zekerheid niet alleen toe te schrijven zijn aan mogelijke effecten van klimaatwijziging. De nog steeds verder schrijdende urbanisatie en de stijging van de voor water ondoordringbare oppervlakte (in Vlaanderen intussen al opgelopen tot 30% van de totale oppervlakte) speelt hier een uitermate belangrijke rol.

Overstromingen geven in grote lijnen aanleiding tot twee groepen van effecten:

- een rechtstreeks effect door langere, frequentere en diepere onderdompeling (inundatie) waardoor zuurstofstress (verdrinking) een rol kan spelen
- een onrechtstreeks effect van aanvoer van nutriënten (eutrofiëring) via sedimentatieprocessen.

De *rechtstreekse effecten van toegenomen overstromingen* zijn algemeen bekend (zie o.a. De Nocker et al, 2007, Beumer 2009). Het ontbreekt echter algemeen (niet alleen in Vlaanderen maar ook internationaal) aan kwantitatieve gegevens over de effecten van gewijzigde overstromingskarakteristieken op habitats en soorten. Bijgevolg kunnen de effecten dan ook uitsluitend kwalitatief beschreven worden.

Uit de tijdreeks van de dagmaxima van de Dijlepeilen sinds de jaren 80 van vorige eeuw, is duidelijk dat de overstromingsfrequentie (evenals overstromingsduur- en diepte) gevoelig is toegenomen (De Becker & De Bie 2013). Dat zorgt voor een wijziging in vegetatietypen, waaronder een aantal habitattypen zoals 6510 en 6430. Door toename van overstromingen zullen Grote vossenstaartgraslanden (Alopecurion) en Glanshavergraslanden (Arrhenatherion) (habitattypen 6510) steeds meer kenmerken vertonen van Zilver schoongraslanden (Lolio-Potentillion). Soorten als geknikte vossenstaart, Fioringras, Pitrus en grote zuringsoorten zullen een prominentere rol gaan spelen, zeker als de toename van de overstromingen zich situeert in het zomerhalfjaar. Dat is immers de 'fysiologisch actieve periode' van de vegetaties en de samenstellende plantensoorten. Het heeft er alle schijn van dat de goede staat van instandhouding in het gedrang komt. Als het over relatief grote natuurgebieden gaat (zoals dat het geval is in de Dijlevallei) dan kan er redelijkerwijs van uitgegaan worden dat niet de volledige oppervlakte van het habitat in kwestie negatief beïnvloed zal worden. Een deel van de oppervlakte van het habitattypen in kwestie zal met andere woorden van vegetatietypen wijzigen en a fortiori geen habitat meer zijn; een ander deel van de 6510 oppervlakte zal naar alle waarschijnlijkheid nog wel aan dat habitattypen kunnen toegeschreven worden.

Voor zover bekend zijn de directe effecten van toegenomen overstromingsfrequentie, -duur en -diepte op de Moerasspirearuigten (ht 6430) veel kleiner tot verwaarloosbaar. Er is in bestudeerde gebieden geen meetbaar effect vast te stellen. Binnen de bemeeten grenzen (De Becker & De Bie 2013) is er geen verandering of verschuiving opgetreden in de oppervlakte/kwaliteit van dit habitattypen. Het lijkt er met andere woorden op dat Moerasspirearuigten goed bestand zijn tegen toegenomen overstromingsfrequentie, -duur en diepte.

De in Vlaanderen ecohydrologisch goed bestudeerde overstromingsgebieden kennen echter allemaal een toename in overstromingskarakteristieken in het winterhalfjaar (en veel minder in het zomerhalfjaar). Zolang de hypothese overeind blijft dat de veranderde overstromingskarakteristieken zich hoofdzakelijk zullen voordoen in het winterhalfjaar, lijkt het erop dat de negatieve directe effecten beperkt zullen blijven.

Overstromingen blijken verder geen tot zelfs een gunstig effect te hebben op de verspreiding van de Zeggekorfslak (Vercoetere 2002).

De *onrechtstreekse effecten van overstromingen* zijn minder bemeeten en bijgevolg ook minder bekend. Het gaat hier over de sedimentatie van fijnere partikels (leem en klei, zand is minder tot niet belangrijk). Indien er erg grote hoeveelheden van die met overstromingswater meegevoerde partikels sedimenteren, dan kan de vegetatie fysisch 'afgedekt' worden. Dan is de impact uiteraard overduidelijk. Dergelijke fenomenen komen enkel voor bij laagfrequente zeer grote overstromingen.

De impact van kleinere hoeveelheden sedimenten kan echter ook (zeer) betekenisvol zijn. De aanvoer van soms excessieve hoeveelheden nutriënten leidt immers tot ongeschikte standplaatsen voor schraalland-vegetatietypen. Hoewel de grote vossestaart-glanshavergraslanden (ht 6510) vrij productieve vegetatietypen zijn, kennen zij ook hun limieten voor wat nutriëntenbeschikbaarheid betreft. Het zijn net deze nutriënten die veelal in grote hoeveelheden op de fijnere sedimentpartikels geadsorbeerd zitten (i.c. fosfaat en ammonium) en door sedimentatie in de overstromingsgebieden gebracht worden. Het effect is vergelijkbaar met een flinke landbouwkundige bemesting.

Belangrijk om weten is dat dit onrechtstreekse effect evengoed speelt in het winter- dan wel in het zomerhalfjaar.

7.3 Wijziging vegetatiepatronen van grondwaterafhankelijke vegetatietypen

Vooraf: : het belangrijk om te beseffen dat gewijzigde grondwaterregimes en de ecologische effecten daarvan met stellige zekerheid niet alleen toe te schrijven zijn aan mogelijke effecten van klimaatwijziging. Urbanisatie en grondwateronttrekking voor drinkwaterproductie, maar ook voor gebruik als proceswater in de industrie en beregening in de land- & tuinbouw, spelen hier een uitermate belangrijke rol.

De wijzigingen in grondwaterregime als gevolg van klimaatwijziging zouden zich hoofdzakelijk manifesteren onder de vorm van lagere grondwaterpeilen in de zomer. De grondwaterafhankelijke habitattypen 6430, 6510, 7140 en 7220 kunnen daar dus mogelijks negatieve effecten van ondervinden.

Ht 7220

Voor de eenvoud wordt ervan uitgegaan dat de kalktufbronnen en het daaraan gekoppelde vegetatietype met diknerfmos (ht 7220) geen invloed zal ondervinden van dit effect, althans niet zolang er geen bronnen droogvallen. Immers, dit semi-terrestrisch habitattype wordt gevormd door een vegetatie die groeit in of aan de rand van de bronnen en de daaruit wegstromende kleine bronbeekjes. Momenteel zijn te op tal van plaatsen in de gebied te vinden in vele kleine bronnetjes met de vrijwel steeds één tot twee centimeter diepe bronbeekjes. Daarin groeit de vegetatie op de bronbeekrandjes die soms maar een paar centimeter hoog zijn, en op de zandsteenknollen in de beekjes waar een dun filmpje water overheen kabbelt.

In dit gebied situeren alle 7220-bronnetjes zich langs de rand van valleien waar het contact tussen de zanden van de formatie van Brussel gelegen op klei van de Groep van Leper doorsneden worden door valleien van Dijle, Laan, Ijse en de vele zijbeekjes. Het watervoerende pakket (Aquifer) zijn de zanden van de formatie van Brussel (HCOV 0620). Dat is een zeer uitgestrekte en aaneengesloten geologische formatie, waarin het waterverzadigde deel tot een paar tientallen meters dik is. Daardoor is het brondebiet van de vele bronnen aan de rand van deze formatie vrij constant. Dat wordt ook gemeten. Om een meetbaar effect te hebben op het brondebiet moet de dikte van de waterverzadigde zone (als gevolg van wijziging in evapo-transpiratie en eventueel verminderde infiltratie) in deze watervoerende laag aanzienlijk naar beneden gaan. Het is niet de verwachting dat dit zal gebeuren onder de gemodelleerde klimaatsscenario's.

Ht 6430, 6510, 7140 & 91EO

De vier andere grondwaterafhankelijke habitattypen die voorkomen in dit sbz-gebied zijn echte terrestrische habitattypen. Een welbepaald grondwaterregime is voor het ontwikkelen en overleven van deze vegetaties van cruciaal belang. Het is een zogenaamde sturende standplaatseigenschap. Met name de gemiddelde laagste grondwaterstand is erg belangrijk (Huybrechts et al. 2000).

Tabel 44. GLG vork voor grondwaterafhankelijke habitattypen van alluviale valleien in de leemstreek (in m t.o.v. maaiveld) (Callebaut et al. 2007; De Becker et al 1996)

	GLG	
	min	max
rbb-Hc	-1,20	-0,40
rbb-Mc	-1,00	-0,30
6430_Hf	-1,70	-0,21
6510_Hu	-2,50	-0,50
7140_base	-0,57	-0,04
91EO_meso	-1,10	-0,29
91EO_eutr	-0,62	-0,13
91EO_veb	-0,89	-0,14

Belangrijk om weten is dat de cijfers uit de bovenstaande tabel verzameld werden op referentielocaties uit de leemstreek en dat het gaat om zgn. om peilen berekend uit hydrostatische drukken (uit zgn. piëzometermetingen!).

Voor de mineraalrijke variant van 7140 is er binnen Vlaanderen maar elders in West-Europa te weinig goed ontwikkeld én bemeten referentiemateriaal ter beschikking, hier werden cijfers gebruik van de meer algemene 7140_meso (Kleine zeggenvegetaties van mineraalarmere standplaatsen).

Wanneer, als gevolg van toegenomen evapo-transpiratie, de GLG's dalen tot onder de minimale waarden voor de respectieve habitattypen, dan heeft dat het verdwijnen van het habitatype tot gevolg.

Voor wat de soorten betreft, zijn enkel de blauwborst en de Porseleinhoen rechtstreeks te relateren aan grondwaterafhankelijke vegetatietypen. Blauwborst heeft als broedgebied Moerasspirearuidgen en rietlanden met her en der wilgenstruwelen in; Porseleinhoen houdt zich op in Grote zeggenvegetaties (rbb-Mc) en dottergraslanden (rbb-Hc). Daarom werden ook de GLG's voor deze laatste twee vegetatietypen meegenomen in Tabel 44.

Een dalen van de de GLG's geeft aanleiding tot het verschuiven in de ruimte of het verdwijnen van het broedgebied van beiden annex II vogelrichtlijnsoorten.

7.4 Droogtestress

In de landbouw is dit een betekenisvolle factor, die momenteel al grotere gevolgen heeft dan bijvoorbeeld overstromingen (zie bv. Tsakiris et al. 2014). Het gaat daarbij om vermindering van opbrengst en als gevolg daarvan minder opbrengst; een vorm rechtstreekse economische schade dus. In het geval van natuurgebieden is de economische schade als gevolg van minderopbrengst niet goed gedocumenteerd. Mogelijks is dit vast te stellen als een effect op houtproductie (zie hoofdstuk 9) of als een effect op de gemonetariseerde delen van ecosysteemdiensten (hoofdstuk 10). Het effect van droogtestress op habitattypen of individuele soorten (die niet van direct economisch belang zijn, werden voor zover bekend nog niet onderzocht.

8 Effecten op biodiversiteit

In deel 6 en 7 werden de drivers en de kwetsbaarheid van de gebieden voor de drivers beschreven. Hoe dat in de praktijk zal uitpakken en wat het effect is op omvang van habitattypen, aantal broedparen van soorten, populatiegrootte, is ofwel:

- niet te becijferen omwille van gebrek aan kwantitatieve ecologische kennis
- becijferbaar voor wijzigingen in grondwaterdynamiek indien de grootte van het effect van het klimaatscenario in kwestie bekend zou zijn.

De effecten van de klimaatscenario's op de grondwaterdynamiek werden tot op heden niet begroot. Momenteel loopt er wel een BELSPO-onderzoeksproject inzake droogte gerelateerde kwetsbaarheid- en risicoanalyse van grondwater in België (een samenwerkingsproject tussen de universiteiten van Luik, Brussel, Athene en het INBO op initiatief van het Federaal wetenschapsbeleid www.belspo.be/ssd) waarbij net die effecten bekeken worden en getoetst in dezelfde regio van de Dijle-Laan en Ilse en in de vallei van de Zwarte Beek. De eerste resultaten van deze toets zullen echter pas in het voorjaar 2015 ter beschikking zijn. Momenteel zijn er zelfs nog geen preliminaire resultaten.

Om kwantitatieve uitspraken te doen, ontbreekt het dus aan ecologische basiskennis, die op korte termijn niet voorhanden zal zijn of zal de kennis er pas medio 2016 zijn. Kwantitatieve uitspraken zijn dus niet mogelijk.

Rest enkel nog de mogelijkheid van (speculatieve) kwalitatieve uitspraken, waarvan hier afgezien wordt.

9 Conclusies

De effecten van klimaatwijziging op biodiversiteit vertalen zich voor het gematigde West-Europese klimaatgebied en dus voor Vlaanderen in een veranderd neerslagpatroon en een toename van de (potentiële) evapo-transpiratie.

Dat leidt dan weer tot een wijziging in neerslagintensiteit (intensere regenbuien) en een minder gelijke verdeling van de hoeveelheid neerslag doorheen het jaar, meer neerslag in de winter en minder in de zomer; de totale hoeveelheid zou echter ongewijzigd blijven.

Intensere regenbuizen geven aanleiding tot frequentere, langere en diepere overstromingen.

Het gevolg daarvan zou wel eens verminderde infiltratie en dus minder grondwateraanvulling kunnen zijn en zou betekenisvolle effecten kunnen hebben op het grondwaterregime.

Grondwaterafhankelijke vegetatietypen (waaronder een hele reeks habitattypen en regionaal belangrijke biotopen gedijen bij welbepaalde grondwaterregimes. Als die regimes wijzigen, zal ook het verspreidingspatroon van die habitattypen en regionaal belangrijke biotopen met de daaraan gekoppelde planten en diersoorten wijzigen.

10 Referenties

- Beumer V. (2009). Winter flooding in Dutch stream valley floodplains: biogeochemical effects and vegetation consequences. Thesis Utrecht University.
- Batelaan O. & De Smedt F. (1994) Regionale grondwaterstroming rond een aantal kwelafhankelijke natuurgebieden. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud
- Callebaut J., De Bie E., De Becker P., Huybrechts, W. 2007. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek . 2007 (3).
- Demarée G, Baguis P., Debontridder L., Deckmyn A., Pinnock S., Roulin E., Willems P., Ntegeka V., Kattenberg A., Bakker A., Bessembinder J., Lenderink G. (2008) Berekening van klimaatscenario's voor Vlaanderen Eindverslag bij de studie met besteknummer INBO.FD.2007.5 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).
- Desmedt P. (1973). Paleografie en kwartair-geologie van het confluentegebied Dijle-Demer. Acta Geographica Lovaniensia . 11.
- De Becker P.; Hermy M. & Butaye J. (1999). Ecohydrological characterization of a groundwater-fed alluvial floodplain mire. Applied Vegetation Science 2: 215-228.
- De Becker & De Bie (2013) Verzamelen van basiskennis en ontwikkeling van een beoordelings- of afwegingskader voor de ecologische effectanalyse van overstromingen
Eindrapport. Rapport van het Instituut voor natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2013.6
- De Nocker L., Joris I., Janssen L., Smolders R., Van Roy D., Vandecasteele B., Meiresonne L., Van der Aa B., De Vos B., De Keersmaecker L., Vandekerckhove K., Gerard M., Backx H., Van Balleer B., Van Hove D., Meire P., Van Huylenbroeck G., Bervoets K. (2007). Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw.
- Ghesquiere U., De Brouwere K. & Thijs A. (2002) Abiotische onderbouwing van kwetsbare natuurtypen m.b.t thema's verdroging, verzuring en vermessing. Onderzoeksopdracht mina. Katholieke Universiteit Leuven, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische wetenschappen, departement Landbeheer, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembioologie: Leuven, Belgium, 128pp
- Gillson L, Dawson TP, Jack S, McGeoch MA. (2012). Accommodating climate change contingencies in conservation strategy. Trends Ecol. & Evol. 28:135-142.
- Huybrechts W., Batelaan O., De Becker P., Joris I., van Rossum P. (2000). Ecohydrologisch onderzoek waterrijke vallei-ecosystemen. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud . 2000.12
- Notebaert B, (2009) Sensitivity of river systems to human actions and climate events across different environments: a Holocene perspective. PhD KU Leuven.
Demarée et al 2008
- Tsakiris G., Nalbantis I., Vangelis H., Verbeiren B., Huysmans M., Tychon B., Jaquemin I., Canters F., Vanderhagen S., Engelen G., Poelmans L., De Becker P. and Batelaan O. (2014) Towards a Comprehensive Framework for the Assessment of Groundwater Drought in Temperate Regions
- Van Looy K., Wouters J., Schneiders A., Denys L., Packet J., Declerck K., Adriaens P. & Van Hoydonck G. (2008). Afstemming doelen Integraal waterbeleid (DIW-KRW) en Natura 2000. Ecologische vereisten beschermde habitattypen en soorten. Rapport INBO.R.2008.42, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vercoetere B. (2002). De Zeggekorfslag in België en Nederland. De Levende Natuur (103): 16-21.

Casestudie: Blankaart

Auteur: Lieve Vriens

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Onder invloed van een aantal natuurlijke processen is het klimaat³³ op aarde op lange termijn onderhevig aan veranderingen. De laatste decennia werden echter wereldwijd snellere wijzigingen in de klimaatpatronen vastgesteld. Ook in Vlaanderen is deze tendens voelbaar. De klimaatverandering uit zich niet alleen in een globale opwarming (stijging van de gemiddelde temperaturen), maar onder andere ook in wijzigingen in neerslagpatronen, stijging van de zeespiegel en het voorkomen van extreme weerfenomenen (zie hiervoor het hoofdrapport).

Naast gevolgen op economisch en sociaal vlak verwacht men ook effecten op ecosystemen, hun biodiversiteit en hun capaciteit voor het leveren van ecosysteemdiensten. Afhankelijk van de intrinsieke gevoeligheden van de verschillende gebieden voor bijvoorbeeld overstromingen, droogte, extreme temperaturen zullen voor bepaalde vegetatietypes de condities verbeteren, terwijl voor andere vegetatietypes de geschikte oppervlakte zal afnemen. Er zullen tevens verschuivingen in het verspreidingsgebied van soorten optreden.

1.2 Doel en schaalniveau van de gevalstudiestudie

Deze gevalstudie is een bijlage bij het rapport 'Effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen' en maakt deel uit van een drieluik. In de gevalstudies willen we nagaan wat de belangrijkste effecten van klimaatverandering zouden kunnen zijn op een aantal ecosystemen in Vlaanderen en hoe en in welke mate men met deze effecten kan omgaan via aangepast beheer.

Dit wordt geconcretiseerd aan de hand van drie landschapsvensters die een goede staalkaart bieden van de klimaatgevoeligheid en ruimtelijke context van natuur in Vlaanderen.

Hoe gevoelig een landschap is hangt enerzijds af van de natuurbehoudscapaciteit en anderzijds van de kwetsbaarheid (Gillson et al. 2012):

- De natuurbehoudscapaciteit van het landschap omvat het percentage beschermd oppervlak, de connectiviteit en de staat van de matrix buiten de beschermde gebieden;
- De kwetsbaarheid voor klimaatverandering hangt af van de mate waarin de blootstelling aan klimaatverandering kan opgevangen worden door de aanwezige milieugradiënten (zoals topografie, vochtgehalte, nutriëntengehalte, textuur en zuurtegraad van de bodem). Kunnen soorten (voldoende snel) migreren langsheen milieugradiënten om gunstige milieuomstandigheden te behouden?

Er wordt onderscheid gemaakt tussen veerkrachtige landschappen (hoge capaciteit, lage kwetsbaarheid), gevoelige landschappen (lage capaciteit, hoge kwetsbaarheid), vatbare landschappen (hoge capaciteit, hoge kwetsbaarheid) en resistente landschappen (lage capaciteit, lage kwetsbaarheid). De drie landschapsvensters omvatten resp. een resistent, een vatbaar en een gevoelig landschap.

De IJzervallei rond de Blankaart neigt naar een 'gevoelig' landschap:

De capaciteit is niet optimaal. Er is wel een grote oppervlakte binnen het landschapsvenster die onder een of andere wettelijke bescherming valt (Vogelrichtlijngebied, Ramsargebied, reservaatgebied, groene bestemming) en in de omgeving bevinden zich nog grote aaneengesloten graslandcomplexen (bv. Lampernisse, Handzamevallei), maar langs de andere kant zijn er ook veel akkergebieden binnen en buiten het landschapsvenster aanwezig. De aanwezige Europees beschermde habitats liggen geïsoleerd en er zijn weinig milieugradiënten aanwezig.

De kwetsbaarheid is hoog vermits de graslanden en de waterbiotopen zeer gevoelig zijn voor o.a. wijzigende waterhuishouding, stijgende nutriëntenconcentraties, verzuring en erosie (sedimentafvoer bij piekdebieten).

³³ Het klimaat is de gemiddelde weersgesteldheid over een periode van enkele decennia of langer. Het wordt beschreven aan de hand van variabelen zoals temperatuur, neerslag of wind.

1.3 Uitgangsklimaatscenario

Het uitgangsklimaatscenario is afgeleid uit Demarée et al. (2009).

1.3.1 Temperatuur

De drie klimaatscenario's geven aan dat het tegen het einde van de 21e eeuw in Vlaanderen aanzienlijk warmer zal worden, en dit in alle maanden van het jaar. Hoe groot die toename daadwerkelijk zal zijn, blijft onzeker. In januari bijvoorbeeld stijgt de omgevingstemperatuur, afhankelijk van het scenario, met 1,5 tot 4,2°C ten opzichte van de periode 1961–1990. In augustus kan de temperatuur toenemen met 2,8 tot 8,9°C. Niet alleen de gemiddelde maandtemperaturen, maar ook de temperatuur op de warmste en koudste dagen zal duidelijk stijgen. De verwachte toename van de gemiddelde dagtemperatuur voor de 10 % koudste dagen bedraagt 1,5 tot 6°C tijdens de winter, en 2 tot 5°C tijdens de herfst (winter en herfst zijn de seizoenen waarin deze stijging het sterkst is). Voor de 10 % warmste dagen is deze stijging het sterkst in de zomer en bedraagt ze 3,2 tot 9,5°C. Dit betekent dat er tegen het einde van de 21e eeuw tijdens de zomer heel wat meer erg warme dagen zullen zijn. De jaar- en seizoentemperaturen en de frequentie van hittegolven zijn trouwens al significant toegenomen sinds de jaren 1990. Tijdens de 20e eeuw steeg de jaargemiddelde temperatuur met ongeveer 2°C.

1.3.2 Verdamping en neerslag

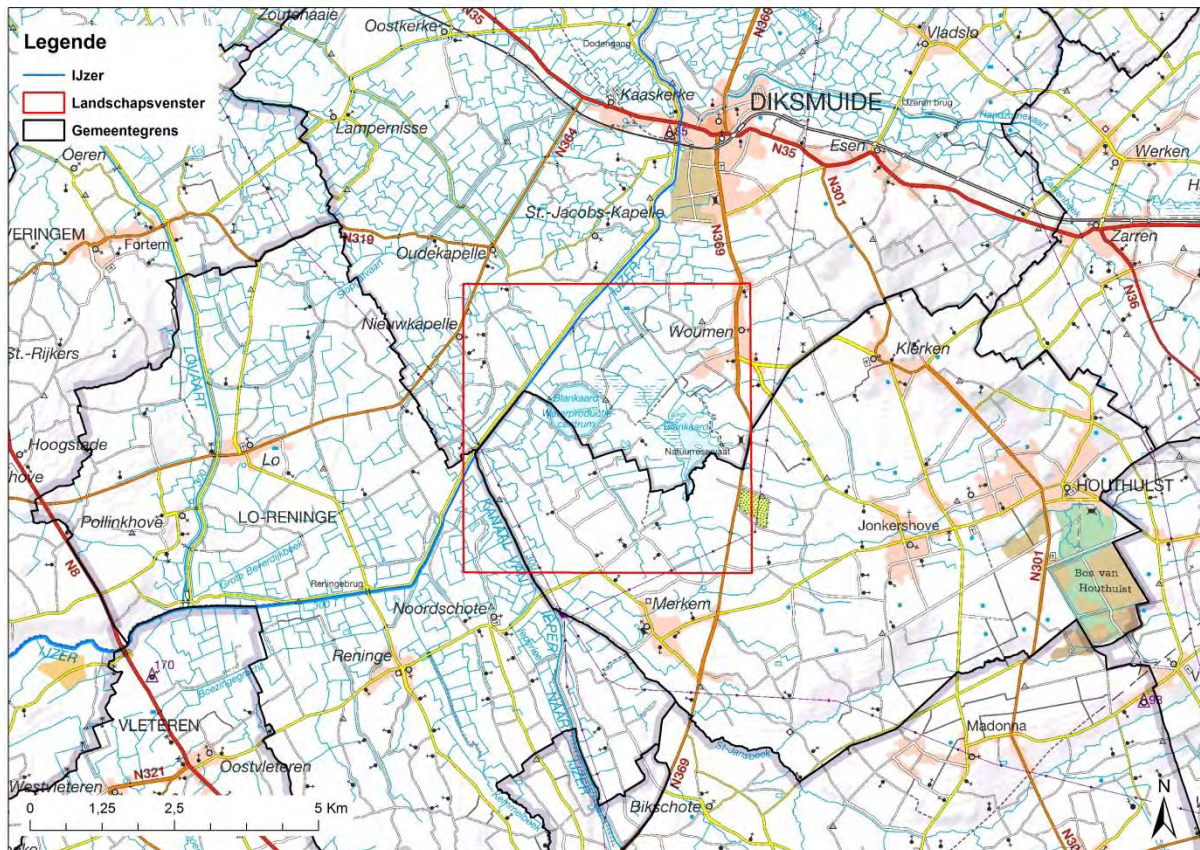
Door de temperatuuropenname neemt de hoeveelheid verdamping toe, zowel in de winter als in de zomer. In augustus kan deze evapotranspiratie toenemen met 73 %. In de lente zijn er zowel scenario's die een toename als een afname van de verdamping geven. Ook de neerslag neemt toe in de winter. De neerslagverandering in de zomer is complexer: de totale neerslaghoeveelheden worden waarschijnlijk kleiner; er zouden minder regenbuien optreden maar hevige zomeronweders kunnen extremer zijn en zullen zich vaker voordoen. Doorrekeningen met regionale klimaatmodellen tonen voor België een evolutie naar drogere zomers.

1.3.3 Wind

Berekeningen voor zowel het nat, het gematigd als het droog klimaatscenario tonen een toename van de gemiddelde windsnelheid tijdens de wintermaanden. De windsnelheid zou vergeleken met de referentieperiode 1961-1990 systematisch 10 à 20 % hoger liggen tegen het einde van de 21e eeuw. De resultaten voor de zomermaanden leveren geen eenduidig beeld op.

2 Situering

Figuur 1 toont de ligging van het landschapsvenster. Het gebied is gelegen in het westen van de provincie West-Vlaanderen en ligt op het grondgebied van Diksmuide, Houthulst en Lo-Reninge. Het wordt ontsloten via de N369 van Diksmuide naar Ieper. Deze hoofdweg ligt volledig aan de oostrand van het landschapsvenster. De hoofdwaterlopen zijn de IJzer en het kanaal van Ieper naar de IJzer, zij doorkruisen het gebied in het westen van het landschapsvenster.

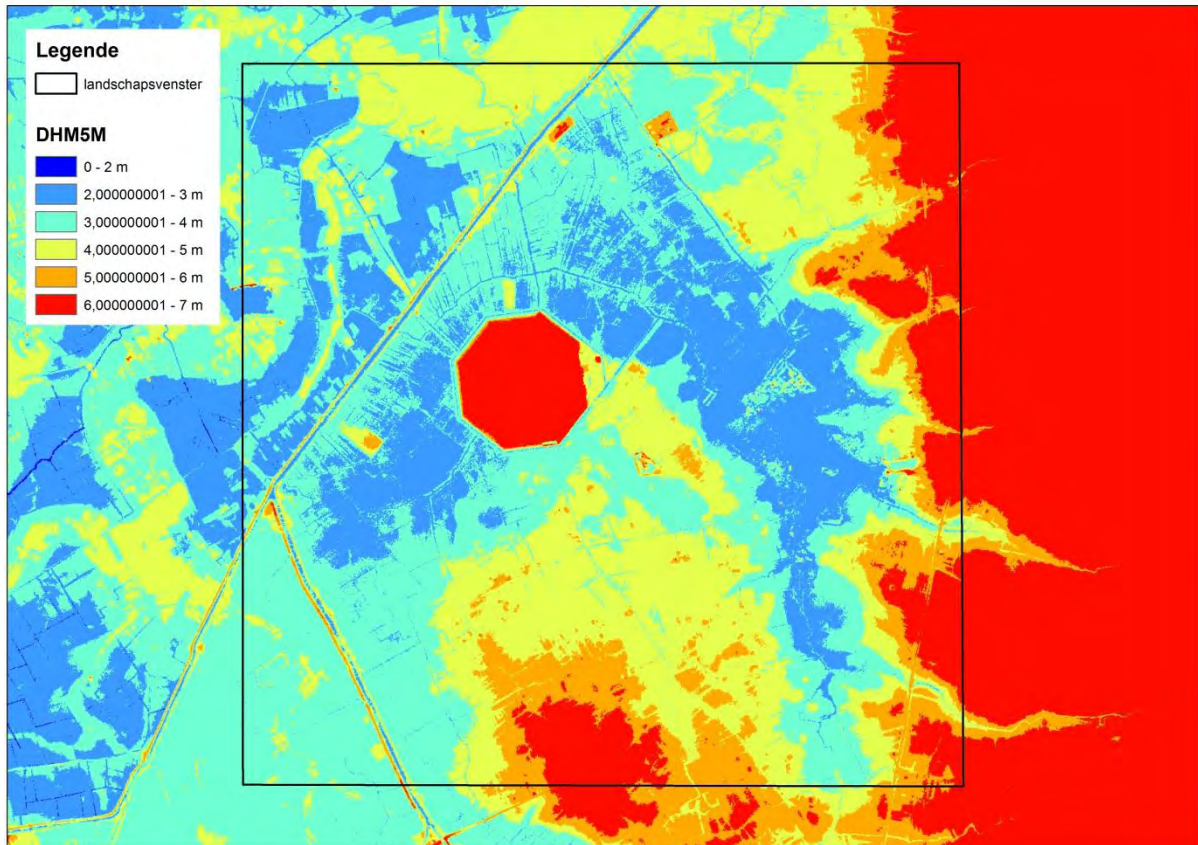


Figuur 67. Situering van het landschapsvenster

3 Abiotische gegevens

3.1 Reliëf en bodem (Willems et al., 2014)

Het gebied heeft een weinig uitgesproken reliëf en is laaggelegen. De hoogteligging varieert van 2,5 m tot 7,5 m TAW; het merendeel ligt tussen de 3 en 4 m TAW. Vanuit de zandleemstreek helt het gebied flauw af naar de Blankaartvijver en de IJzer. De grens met de zandleemstreek verloopt grillig. De omgeving van de Blankaart is, als gevolg van de vroegere uitveningen, het laagste punt van de IJzerbroeken. De uitgeveende percelen vertonen microreliëf. Het reliëf is ook hier en daar gewijzigd door de aanleg van visvijvers en grote aanzitputten³⁴ waarbij het uitgegraven materiaal als een wal rond de plas ligt.



Figuur 68. Digitaal hoogtemodel voor het landschapsvenster en directe omgeving (bron: DHM-Vlaanderen, raster, 5 m (Ondersteunend Centrum GIS-Vlaanderen))

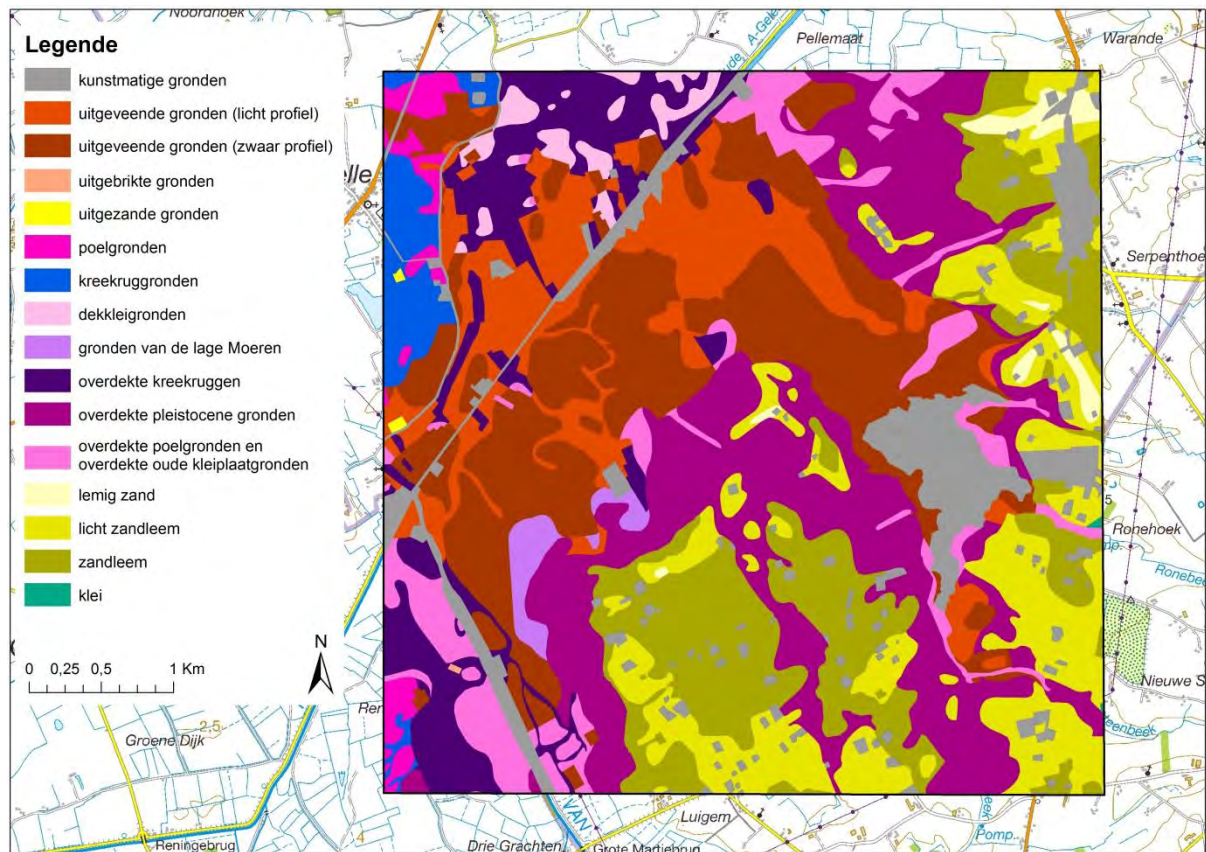
Het grootste deel van het gebied wordt ingenomen door overdekte poelgronden (met klei bedekte, ingeklonken veenafzettingen). De poelgronden zijn opgebouwd uit zware klei; het veen komt er voor op minder dan 120 cm diepte. Ze zijn sterker ontkalkt dan de kreekruggronden en tot op min of meer grote diepte kalkloos. De waterhuishouding wordt landbouwkundig als 'ongunstig' geïnclassificeerd. Ten gevolge van de nogal lage ligging en van het voorkomen van een min of meer ondoorlatende laag (poelgrondklei) in het profiel, komt periodiek wateroverlast voor. De bovengrond heeft een tamelijke goede structuur wanneer hij nog kalkhoudend is. Bij volledig ontkalkte bovengronden treedt structuurverval op.

Naast overdekte poelgronden komen in de broeken ook nog overdekte kreekruggronden voor. De overdekte kreekruggronden zijn de gronden van de vooral met zand dichtgeslibde kreek. Het profiel van de kreekruggronden wordt van boven naar onder lichter; meestal bestaat het uit een kleidek van enkele decimeters dikte, dieper overgaand in lichter materiaal (lichte klei, zavel of zand). De kreekruggronden zijn kalkhoudend; de bovengrond heeft nochtans een zekere ontkalking ondergaan, zodat zijn kalkgehalte lager is dan dat van de ondergrond en het in oud weiland zelfs kalkloos kan zijn (Tavernier & Ameryckx, 1954).

³⁴ Aanzitput: oorspronkelijk voor jachtdoeleinden ondiep uitgegraven vijvers of depressies

De kreekruggronden zijn de hoogst gelegen poldergronden. Dankzij hun hoge ligging en hun gunstige profielopbouw (zwaar op licht materiaal) met een goed doorlatende ondergrond hebben ze een voor landbouwdoeleinden bevredigende natuurlijke drainering. De kreekruggronden vormen meestal langgerekte stroken van enkele tientallen tot honderden meters breedte.

Vooraf het Woumen- en Rillebroek bestaan uit uitgeveende gronden. Dit zijn gronden waarvan de veenlaag (gedeeltelijk) verwijderd is. Er zijn uitgeveende gronden met een licht profiel (OV1), die ontstaan zijn door het uitvenen van overdekte kreekruggronden en er zijn uitgeveende gronden met een zwaar profiel (OV2), door het uitvenen van overdekte poelgronden. Door hun lage ligging ten opzichte van de grondwaterstand zijn deze gronden doorgaans nat.



Figuur 69. Bodemkaart van het landschapsvenster

De overgang tussen de polders en de zandleemstreek wordt gevormd door overdekte pleistocene afzettingen. Die gronden zijn gekenmerkt door de aanwezigheid op minder dan 120 cm diepte van pleistoceen zand onder de polderafzettingen. De profielen zijn opgebouwd uit gebroken klei of zware klei die op wisselende diepte rust op Pleistoceen; soms komt nog een veenlaag in het bodemprofiel voor (Pb2). De waterhuishouding is voor landbouwdoeleinden weinig tot tamelijk gunstig. Vaak is er wateroverlast wegens de kwelwerking uit het Pleistoceen.

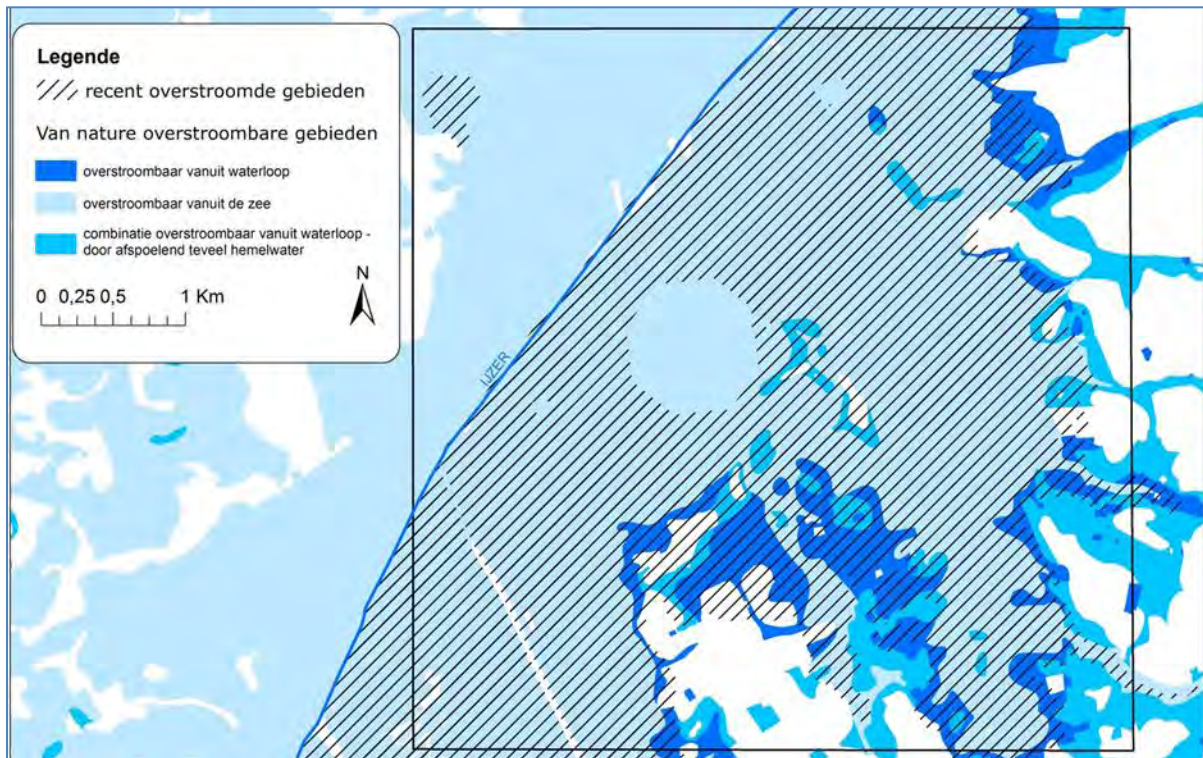
Op de hoger gelegen delen hebben geen holocene afzettingen plaatsgevonden. Daar dagzomen de pleistocene afzettingen die voornamelijk gevormd worden door zandleem- en licht zandleembodems.

3.2 Hydrografie – hydrologie

De IJzer is een grotendeels gekanaliseerde rivier, die door middel van het sluiscomplex 'Ganzenpoot' in Nieuwpoort onttrokken is aan de getijdenwerking van de zee. Dit maakt dat de getijdenrivier gewijzigd is in een typische regenrivier. Dit wil zeggen dat de voeding in hoofdzaak gebeurt door (de aanvoer via zijbeken) van regenwater. Ook enkele bronnen voorzien de IJzer van water.

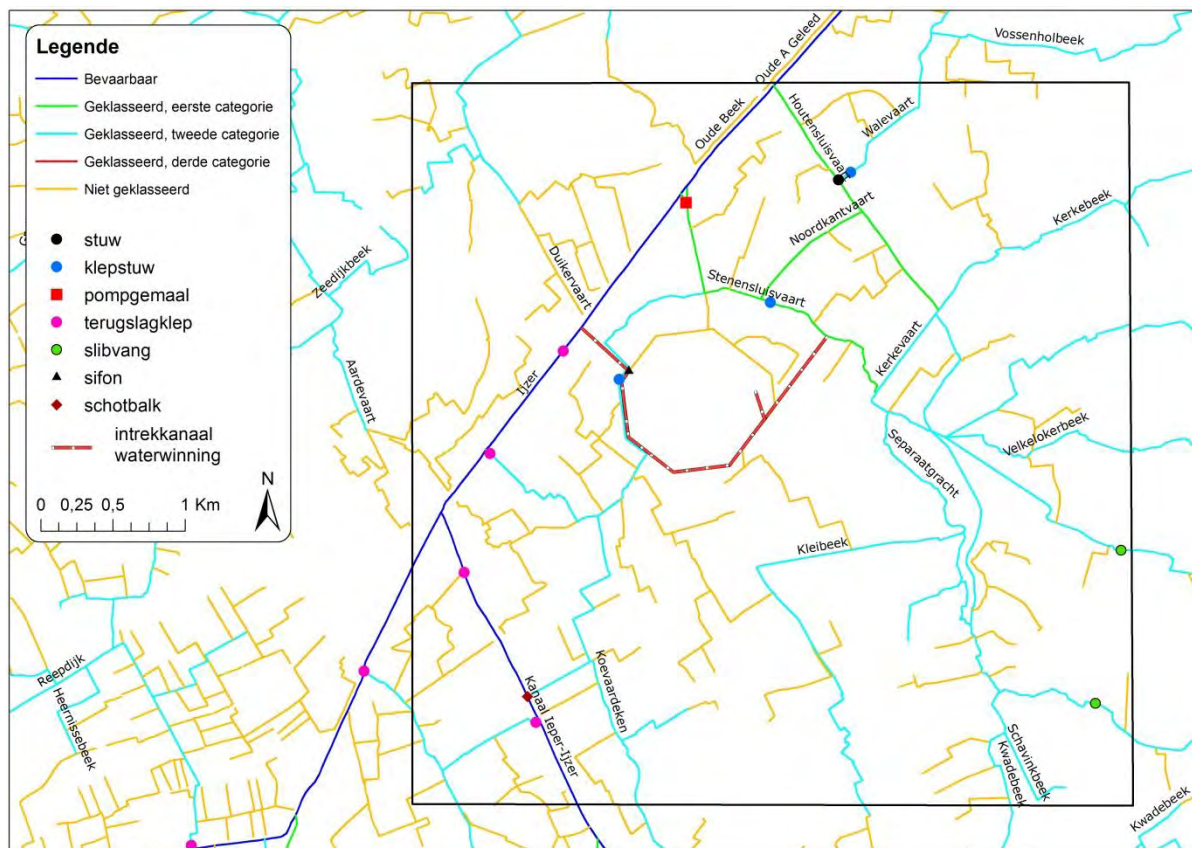
Het waterpeil van de IJzer wordt geregeld via de lepersluis in het sluiscomplex. De getijdenwerking op zee bepaalt de afwatering van de IJzer. Enkel bij laag tij kan er water afgevoerd worden. In perioden waarin niet naar zee afgevoerd kan worden, doet het spaarbekken dienst als waterberging, zodat het rendement van de waterafvoer bij laagtij optimaal is.

Bij hevige regenval wordt vanuit de hoger gelegen zandleemstreek in korte tijd veel water afgevoerd naar de IJzer. Aangezien alleen bij laag tij overtollig water in zee geloosd kan worden, kan het peil aanzienlijk stijgen tijdens perioden van langdurige neerslag. Door het reliëfverschil met de omliggende zandleemstreek fungeren de broeken in perioden van veel neerslag als een soort wachtbekken om het overtollige water op te vangen. Overstromingen en hoogwaterstanden treden vooral op tijdens de winter. Deze kunnen langdurend zijn. Ook de valleien van de benedenlopen van de waterlopen die in de IJzer uitmonden, kunnen overstromen (zie figuur 4). De van nature overstroombare gebieden zijn afgebakend op basis van de bestaande digitale bodemkaart. Ze geven een indicatie van waar zich in een bodemkundig-historisch perspectief overstromingen hebben voorgedaan. Het gaat over gebieden die onder een natuurlijk watersysteem, dus los van elke antropogene invloed, zouden overstromen. Gezien het waterpeil in poldergebieden in hoge mate geregeld wordt, geven deze gebieden niet het actuele overstromingsrisico weer.



Figuur 70. Overstromingskaart

Figuur 5 is een weergave van de hydrografie van het landschapsvenster, met weergave van de infrastructuur die van belang zijn voor de waterpeilregeling in het Blankaartbekken. De afwatering naar de IJzer gebeurt door het pompemaal op de Stenensluisvaart. Lokaal worden schuiven en stuwen gebruikt om het waterpeil meer precies te regelen. Het gemaal op de Stenensluisvaart heeft een belangrijke impact gehad in de waterhuishouding in het gebied. Het gemaal zorgt ervoor dat men lagere peilen dan het IJzerpeil kan handhaven. De streefpeilen werden vanaf de jaren '60 in verschillende fasen verlaagd tot 2m50 TAW en op een gegeven ogenblik zelfs tot 2m40. Later vond opnieuw een verhoging plaats tot 2m60 (Blankaartgebied) of 2m55 (Merkembroek).



Figuur 71. Hydrografie

In het kader van het natuurinrichtingsproject zijn een aantal maatregelen inzake het waterbeheer in het Blankaartbekken voorzien: verhoging van het waterpeil, de vervanging van de stuw op de Stenensluisvaart door een fijngeregelde stuw, de uitbreiding van de capaciteit van het pompstation op de Stenensluisvaart, de hydrologische isolatie van Engelandelft en de aanleg van een waterkering. De uitgangssituatie wordt uitvoerig beschreven in het monitoringsrapport van 2010 (Ampe, 2010).

Grondwaterstanden

Er werden van 10 piëzometers grondwaterstanden opgevolgd vanaf september 2003 of 2004 tot december 2009.



Figuur 72. Situering van de grondwatermeetpunten

De gegevens van GHG, GLG, GGG en GVG maken een vergelijking mogelijk van jaar tot jaar. Een jaar loopt van 1 oktober tot en met 30 september. De GHG's en GLG's zijn respectievelijk een gemiddelde van de drie hoogste en drie laagste waterstanden. De GGG's worden berekend door van alle gemeten peilen het gemiddelde te nemen. De GVG is een gemiddelde van 3 metingen rond 1 april.

De voorjaarswaterstand, berekend aan de hand van de GVG, schommelt voor alle piëzometers tussen 2,42 en 3,00 m TAW. De GVG van de piëzometers BLAP024X, BLAP023X, BLAP028X, BLAP027X en BLAP016X vertonen weinig schommelingen (< 12 cm), de piëzometers BLAP017X, BLAP003X en BLAP007X tonen relatief grote schommelingen (>28 cm) van jaar tot jaar.

De schommelingen tussen de seizoenen kan men afleiden uit de gemiddelde waarde de GHG-GLG.

Deze waarde is het laagst in piëzometer BLAP024X (60 cm) en BLAP016X (67 cm), het hoogst in BLAP003X (132 cm) en BLAP026X (110 cm). Voor piëzometers BLAP023X, BLAP027X en BLAP020X varieert dit gemiddelde tussen 74 en 88 cm; voor piëzometers BLAP007X, BLAP028X en BLAP017X varieert dit tussen 93 en 96 cm.

De natste meetlocatie treft men aan in piëzometer BLAP024X in het rietveld tegenaan de Blankaartvijver, het is eveneens de laagst gelegen meetlocatie op 2,68 m TAW. Het grondwaterpeil staat tijdens het grootste deel van het jaar nabij het maaiveld, meestal zakt het niet dieper dan 30 cm onder het maaiveld.

De droogste situatie komt voor bij piëzometer BLAP003X in Woumens Broek, deze piëzometer ligt ook het hoogst op 3,27 m TAW. Tijdens de wintermaanden ligt het waterpeil tussen 20 à 40 cm onder het maaiveld, tijdens de zomer zakt het grondwater minimaal 1,1 m weg en in droge zomers tot meer dan 2m.

Relatief hoge waterstanden komen voor in piëzometers BLAP020X, BLAP023X, BLAP027X, BLAP028X en BLAP016X. In deze piëzometers komt tijdens de winter het grondwater tot boven het maaiveld uit, in piëzometer BLAP020X is dit veel frequenter en langduriger dan in de andere piëzometers. Tijdens de zomer zakt het grondwater tot gemiddeld 60 à 75 cm onder het maaiveld enkele extreme droogteperiodes uitgezonderd.

Relatief lagere waterstanden komen voor in piëzometers BLAP007X, BLAP017X, BLAP026X. In deze piëzometers is het uitzonderlijk dat het grondwater tot boven het maaiveld uitkomt, tenzij in uitzonderlijke natte winters zoals deze van 2005

en 2009. In piëzometers BLAP026X en BLAP017X komt de watertafel tot tegen het maaiveld, in piëzometer BLAP007X blijft de watertafel steeds een 10-tal cm onder het maaiveld.

Oppervlaktewaterstanden

Het oppervlaktewaterpeil is gemeten op de Blankaartvijver en op de Engelendelft, Koevaardeke en Sifon.

Zowel de peilen van de Blankaartvijver als deze in de sloten van Engelendelft, Koevaardeke en Sifon evolueren op een gelijkaardige manier. De normale peilen voor Engelendelft, Koevaardeke, Sifon schommelen meestal tussen 2,50 en 2,75 m TAW. De peilen van Engelendelft liggen iets hoger dan deze van Blankaartvijver, gemiddeld tussen 2,9 en 14,0 cm tussen 2005 en 2009. De peilen van Koevaardeke liggen gemiddeld tussen 9,5 en 20,6 cm en voor Sifon gemiddeld tussen 12,4 en 20,4 cm lager dan voor Engelendelft.

Hevige buien veroorzaken pieken in de waterpeilen, door evapotranspiratie is er een geleidelijke afname van het waterpeil. Telkens worden de hoogste pieken gemeten in Engelendelft, in de Blankaartvijver, Koevaardeke en Sifon zijn de piekpeilen ongeveer even hoog. Het hoogste peil tijdens de periode 2004 – 2009 werd gemeten eind november – begin december 2009 waarbij peilen van meer dan 4,00 m TAW werden bereikt en grote delen van de broeken onder water stonden.

Tijdens 2004 en 2006 komen weinig pieken in de waterstanden voor, de waterpeilen zijn tijdens het ganse jaar bijna steeds onder de 3,00 m TAW. Tijdens 2007 en 2008 vertoonde het waterpeil iets meer schommelingen met enkele uitgesproken kleinere pieken tot een hoogte van maximaal 3,50 m TAW voor Engelendelft. Op de andere meetplaatsen is de hoogte van de pieken lager. Tenslotte werden in 2005 twee grote pieken in het waterpeil genoteerd: tijdens de zomer in het begin van juli en in de periode eind november – begin december met een waterpeil tot meer dan 4,00 m TAW en 3,75 m TAW respectievelijk voor Engelendelft.

3.3 Milieukwaliteit

3.3.1 Waterkwaliteit

3.3.1.1 Grondwater

De kwaliteit van het grondwater is gemeten in 5 peilbuizen.

De gemeten gegevens worden vergeleken met de basiskwaliteitsnormen voor grondwater zoals beschreven in Vlare II. De pH-waarden vallen onder het richtniveau, met uitzondering van in meetpunt BLG1. Alle peilbuizen hebben een hogere EC-waarde dan het richtniveau. Nitriet- en nitraat-waarden liggen voor alle peilbuizen onder het richtniveau maar de NH₄-waarden en Kjeldahl-N overschrijden overal de maximum toelaatbare concentratie, voor Ptotaal zijn alle metingen groter dan de richtwaarde, de maximale toelaatbare concentratie is overschreden in het voorjaar in BLG1, BLG2 en BLAP027X (PQ BLG11), in het najaar is dat enkel in BLAP027X (PQ BLG11).

De kwaliteit van het grondwater voldoet dus niet aan het richtniveau noch aan de maximaal toelaatbare concentratie zoals vastgelegd in Vlare II.

3.3.1.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

Metingen en analyses van het oppervlaktewater worden opgevolgd door de VMM. De resultaten kunnen bekeken worden op de website van de VMM (<http://www.vmm.be/>).

De volgende relevante meetpunten worden weergegeven op figuur 7:

- IJzer:

910900 - Nieuwkapelle (Diksmuide), IJzerdijk, opwaarts inlaat WPC-Blankaart

910600 - Sint-Jacobskapelle (Diksmuide), IJzerdijk, ter hoogte van de Jagersstraat

- Stenensluisvaart:

938200 - Merkem (Houthulst), Nieuw-Stedestraat

934000 -Woumen (Diksmuide), Noordbroekstraat, Rillebroek

- Koevaardeken:

934035 - Merkem (Houthulst), Oostbroekstraat, Waterproductiecentrum



Figuur 73. Situering van de meetpunten

Wat betreft de waterkwaliteit van de Blankaartvijver bevat het geoloket geen recente gegevens. In de onderstaande tabellen worden de fysico-chemische (PIO) en biologische (BBI) toestand van bovenstaande meetpunten weergegeven.

De Prati-index (PIO) beschrijft en geeft aan tot welke kwaliteitsklasse het betreffende meetpunt behoort inzake zuurstofhuishouding. De fysico-chemische waterkwaliteit in het studiegebied varieert de voorbije jaren van matig verontreinigd tot aanvaardbaar. Bij een meting werd een verontreinigde toestand waargenomen.

Tabel 45. De fysico-chemische waterkwaliteit (PIO) van de waterlopen in het studiegebied (bron: VMM)

nummer	PIO2010	PIO2011	PIO2012	PIO2013
IJzer				
910900	1,756364	2,657406	1,821091	2,380667
910600	2,185455		2,408	
Stenensluisvaart				
938200	2,4504	2,49143	2,17692	2,052667
934000	2,948198	1,7832	2,081575	3,702873
Koevaardeken				
934035		4,950964	3,383424	2,722516
< of = 1: niet verontreinigd >1 – 2: aanvaardbaar (groen) >2 – 4: matig verontreinigd (geel) >4 – 8: verontreinigd (oranje) >8: zwaar verontreinigd				

De Belgisch Biotische Index (BBI) beschrijft de biologische toestand en geeft aan tot welke kwaliteitsklasse het betreffende meetpunt behoort op basis van de aanwezigheid van macroinvertebraten (soorten en aantal). De biologische waterkwaliteit in het studiegebied varieert in de periode 2010-2013 van matig tot goed.

Tabel 46. De biologische waterkwaliteit (BBI) van de waterlopen in het studiegebied (bron: VMM)

nummer	BBI2010	BBI2011	BBI2012	BBI2013
IJzer				
910900		6		
910600	BBI = 7 in 2005			
Stenensluiswaart				
938200		5		
934000	6			8
Koevaardeken				
934035			7	
9-10 zeer goede kwaliteit, 7-8 goede kwaliteit (groen), 5-6 matige kwaliteit (geel), 3-4 slechte kwaliteit, 0-2 zeer slechte kwaliteit				

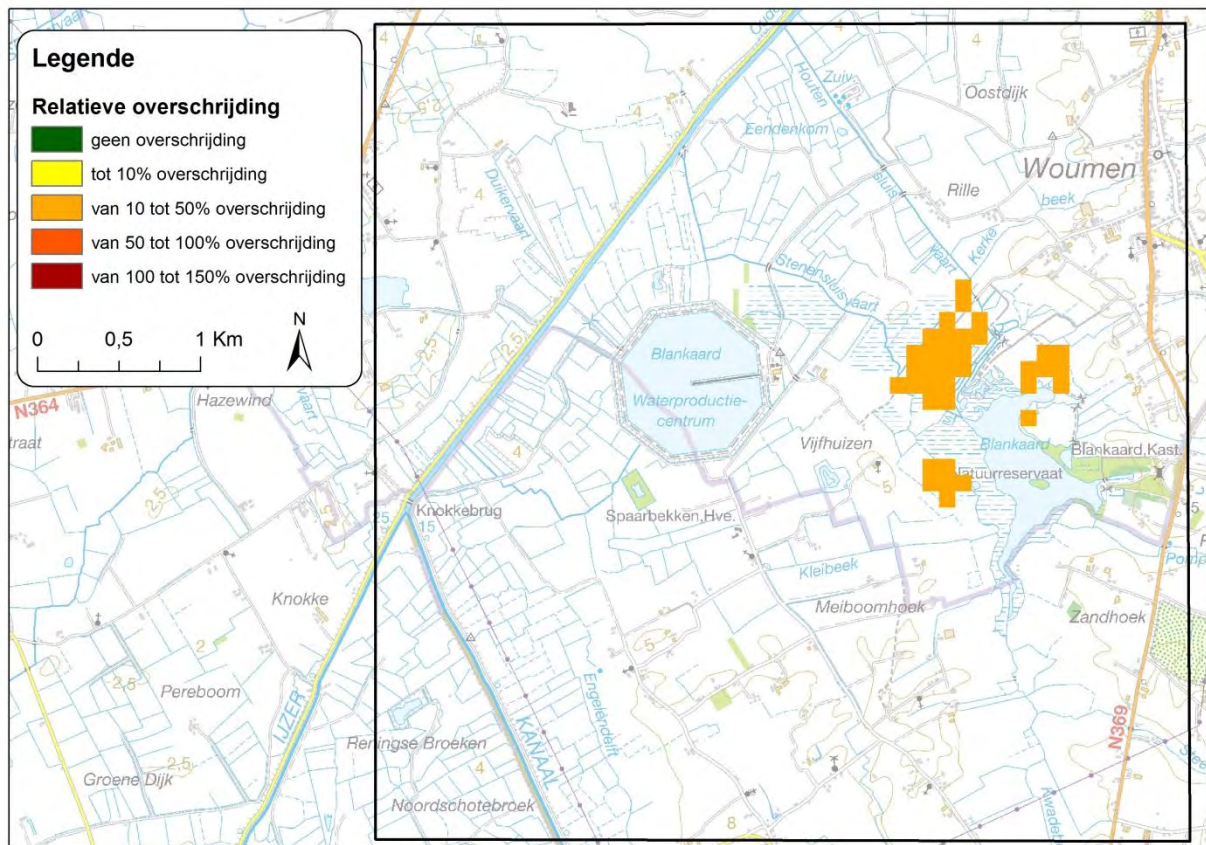
3.3.2 Eutrofiëring

Willems et al. (2014) vermelden eutrofiëring en vermessing als een knelpunt voor de slaagkansen voor natuurherstel- en ontwikkeling. Het gebruik van biociden op hoger gelegen landbouwgebieden en de afspoeling ervan naar de vallei beschouwen zij als belangrijkste oorzaak, maar ook overstorten zorgen voor aanvoer van nutriënten in het gebied.

3.3.3 Atmosferische depositie

Tal van stoffen kunnen worden afgezet via atmosferische depositie. Hier wordt enkel de N-depositie in beschouwing genomen. Voor een hele reeks habitats en regionaal belangrijke biotopen gelden kritische drempelwaarden (van Dobben et al. 2012, in Hens & Neiryck, 2013). Dit is de waarde (kg N per ha per jaar) waarboven de kwaliteit van het habitattype significant wordt aangetast door de verzurende en vermessende invloed van atmosferische stikstofdepositie. Als die waarden overschreden worden treedt er ten minste een stikstofstress op.

De depositiewaarden hebben betrekking op het jaar 2011 en betreffen gemiddelde gemodelleerde waarden die werden berekend met behulp van het atmosferisch verspreidingsmodel VLOPS. VLOPS staat voor Vlaamse versie Operationeel Prioritaire Stoffen. Het model berekent concentraties en deposities van verzurende stoffen met een geografische resolutie van 1x1 km². Achtergrondinformatie over de evolutie van de stikstof emissie en –depositie in Vlaanderen is terug te vinden onder het thema ‘vermessing’ op www.milieurapport.be (VMM-MIRA). In figuur 8 worden de relatieve overschrijding in het landschapvenster weergegeven. De waarden zijn alleen maar weergegeven voor km-hokken waar Europees beschermd habitat aanwezig is. In de Blankaart betreft het enkel habitattype 6510. We zien dat op deze locaties een overschrijding van 10 tot 50% is. De kritische drempelwaarde voor dit type bedraagt 21 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Concreet wil dit zeggen dat wanneer de absolute depositie bv. 23,62 bedraagt, er een overschrijding is van 2,62 (in kg N per ha per jaar). Dit komt overeen met ca. 12,5% overschrijding (oranje kleur).



Figuur 74. Overzicht van (relatieve) overschrijding van de drempelwaarde voor stikstofdepositie voor de aanwezige habitats in het landschapsvenster

4 Ligging in beschermingszones

4.1 Natura 2000 en RAMSAR

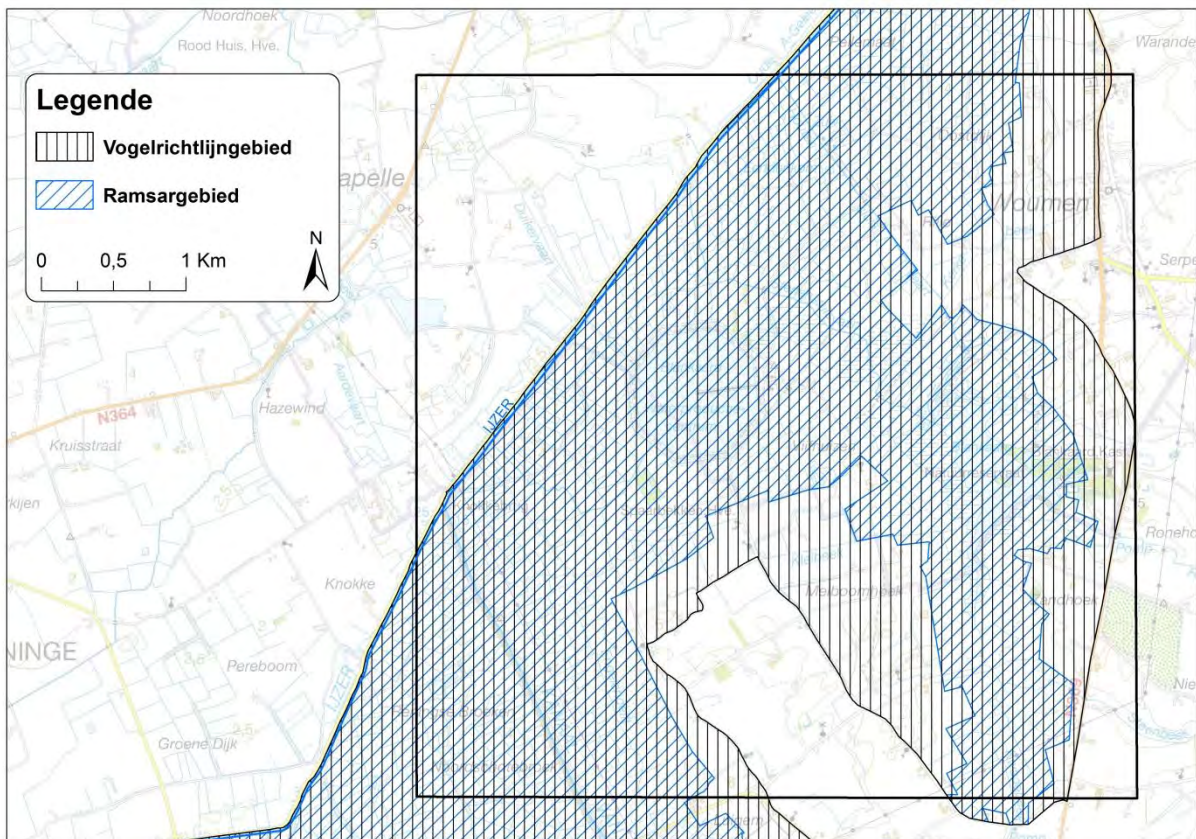
Het landschapsvenster overlapt voor een groot gedeelte met het Vogelrichtlijngebied BE2500831 'IJzervallei' en een belangrijk deel van de IJzerbroeken werd aangewezen als Ramsargebied "De Blankaart en de IJzerbroeken" (KB van 27/09/1984).

In het Vogelrichtlijngebied zijn volgende habitats beschermd: vijvers en moerassen, riet- en zeggevelden, verlaten kleigroeven, oude veenwinningen, dijken en de historisch permanente graslanden.

Binnen de RAMSAR-gebieden legde de Vlaamse overheid enkele beschermingsmaatregelen of beperkingen voor bepaalde activiteiten wettelijk vast:

- een vergunningsplicht voor vegetatiewijzigingen;
- een milieueffectrapportage-plicht voor werken die de waterhuishouding beïnvloeden;
- verscherpte bemestingsnormen/uitrijregelingen in het kader van het MAP;
- een jachtverbod op smient;
- het sluiten van de watervogeljacht op 15 november;

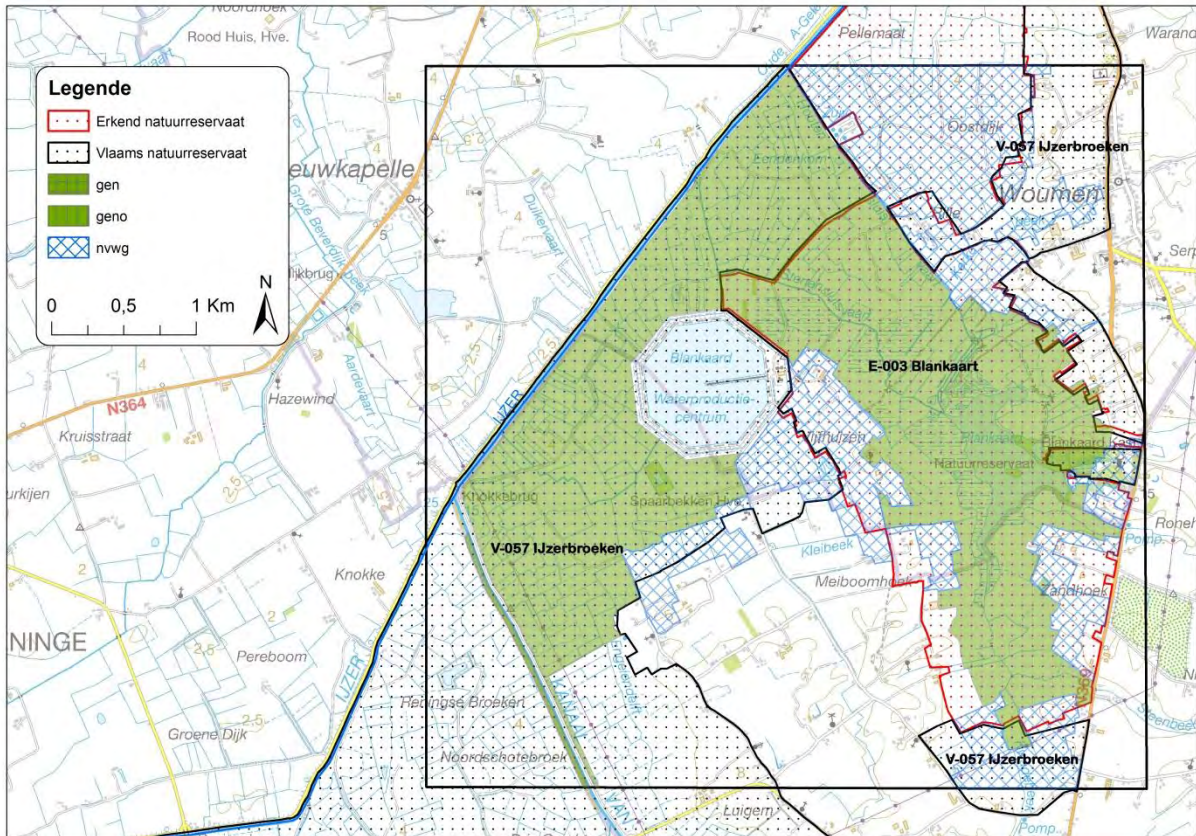
Er ligt geen Habitatrictlijngebied binnen het landschapsvenster.



Figuur 75. Afbakening internationale beschermingszones

4.2 VEN en reservaat

Het Merkem- en Woumenbroek, evenals enkele plassen en bermen langs het Kanaal van Ieper naar de IJzer zijn aangeduid als VEN-gebied. De aanduiding als Grote Eenheden Natuur (GEN) of Grote Eenheden Natuur in Ontwikkeling (GENO) wordt grafisch weergegeven op figuur 10.



Figuur 76. Weergave van VEN-IVON-gebieden en reservaten

Binnen het landschapsvenster situeert zich een deel van het Vlaamse Natuurreserveaat 'IJzerbroeken' en het erkend reserveaat 'Blankaart'.

Op 24 november 2006 werd het natuurinrichtingsproject De Blankaart ingesteld om de doelstellingen met betrekking tot natuurbehoud en veiligheid te realiseren en eventuele inkomensverliezen veroorzaakt door het aangepast waterbeheer te compenseren. Het natuurinrichtingsproject heeft een oppervlakte van 927 ha en ligt tussen de IJzer, het kanaal Ieper-IJzer, de Martjesvaart en de Iepersteenweg. Het projectgebied behoort tot het winterbed van de IJzer.



Figuur 78. Weergave van de Europees beschermde habitats en regionaal belangrijke biotopen (bron: De Saeger et al., 2014)

5.2 Soorten van bijlage IV van de Vogelrichtlijn

De combinatie van een uitgestrekt graslandgebied met de aanwezigheid van grote zoetwateroppervlakken en moerasvegetaties vormt de ideale biotoop voor heel wat weide-, water- en moerasvogels. Ze vinden er voedsel en bescherming en heel wat (zeldzame) soorten komen er tot broeden. De IJzervallei is één van de belangrijkste overwinteringsgebieden voor watervogels. Soorten die momenteel de 1% -norm overschrijden zijn kolgans, smient, slobbeend, pijlstaart en wintertaling. Daarnaast fungeert het gebied als slaapplek voor meeuwen (vnl. stormmeeuw en in mindere mate kokmeeuw).

Het SBZ-V 'IJzervallei' is op Vlaams niveau essentieel tot belangrijk voor een reeks van soorten (essentieel ***, zeer belangrijk ** en belangrijk *):

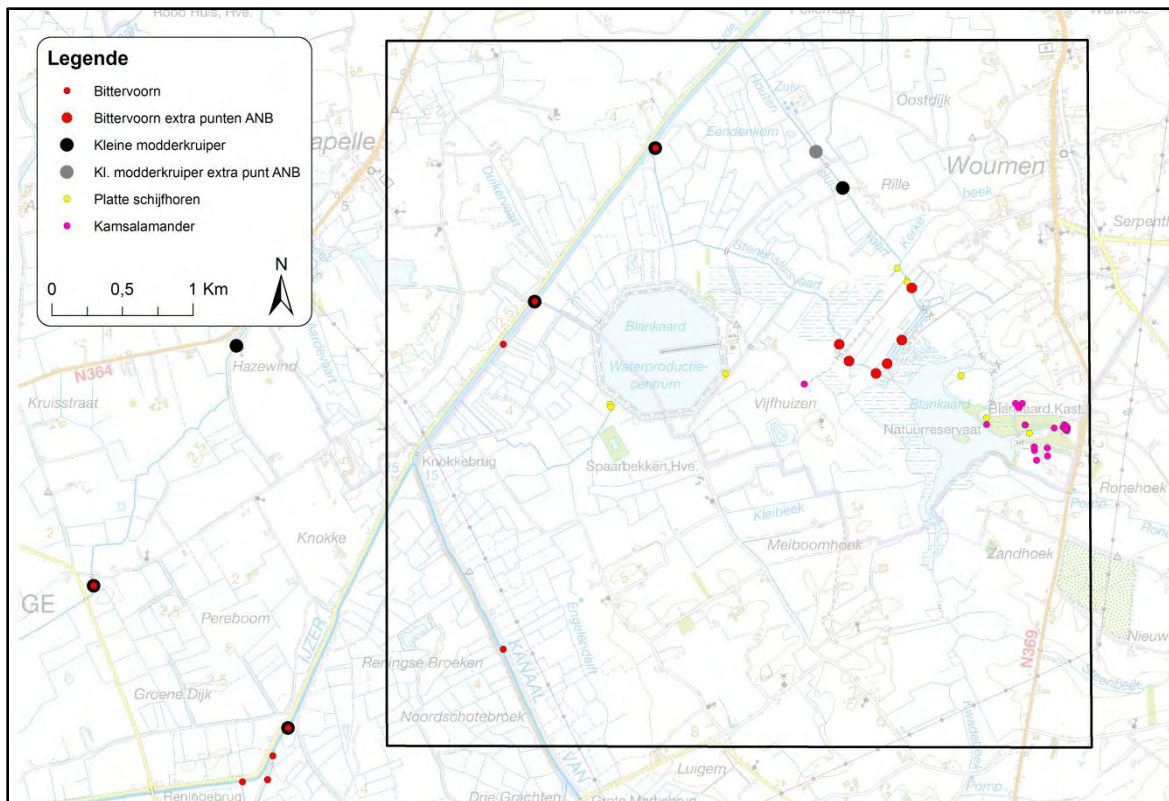
Broedvogels: kwartelkoning ***, bruine kiekendief en porseleinhoen **, ijsvogel en blauwborst *

Niet-broedvogels: slobbeend, smient, kolgans, blauwe kiekendief, kleine zwaan, stormmeeuw, kokmeeuw, kemphaan en goudplevier ***, pijlstaart, wintertaling, kleine rietgans, grote zilverreiger en wulp **, waterrietzanger *

Voor de storm- en kokmeeuw zijn geen aparte instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd (Devos et al., 2006)

5.3 Soorten van bijlage II van de Habitatrictlijn

Platte schijfhoren, bittervoorn, kleine modderkruiper, kamsalamander, meervleermuis (waarnemingen, maar geen voortplantingsgebied). Voor informatie wat betreft het actuele voorkomen, trends, actuele staat van instandhouding, potenties en knelpunten wordt verwezen naar Devos et al. (2014).



Figuur 79. Voorkomen van soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn

5.4 Prioritaire soorten (doelsoorten niet vermeld onder 5.1, 5.2 of 5.3)

5.4.1 Planten

Weidekerveltorkruid en moeraslathyrus (bedreigd)

5.4.2 Vogels

Broedvogels: roerdomp, woudaap, paapje, snor, grote karekiet en watersnip (met uitsterven bedreigd); grauwe gors, rietzanger, rietgors, zomertaling (bedreigd); tureluur, veldleeuwerik (kwetsbaar); kleine zilverreiger, graspieper, Cetti's zanger en velduil (zeldzaam); grutto, Kievit (momenteel niet bedreigd), Rode Lijst categorieën uit Devos et al., (2004).

Niet al deze soorten komen (jaarlijks) tot broeden binnen het gebied, maar er worden wel doelen voor gesteld in het beheerplan (Willems et al., 2014).

6 Doelstellingen en maatregelen m.b.t. biodiversiteit

Een groot gedeelte van het landschapsvenster is Vogelrichtlijn- en Ramsargebied. Bij het beheer zal er in eerste plaats aandacht gaan naar de aanwezige vogelpopulaties waarbij het creëren van een (meer) geschikte habitat voor de broedvogels, doortrekkers en overwinteraars die gebonden zijn aan de biotopen van een overstroombare riviervallei voorop staat (Willems et al., 2014). Om dit te bereiken zijn voldoende voedselaanbod, nestgelegenheid en rustmogelijkheden noodzakelijk. Weidevogels en overwinterende vogels vinden hun gading op langdurig natte graslanden en plas-dras-situaties. Rond de Blankaartvijver (natuurinrichtingsproject) gaat de aandacht voornamelijk naar moerasvogels. Het is de enige plaats in de IJzervallei waar er potentie is voor het herstel van een moerassige biotoop. Het voorzien van een voldoende hoog waterpeil is bijgevolg essentieel.

Maatregelen in uitvoering van het beheerplan:

- het inrichten visputten van Kempynck en Kleine Blankaart als vijvercomplex met rietpartijen
- herstel van de rietlandvegetatie in het groot rietveld van de Blankaart en aan de monding van de Steenbeek
- verbreden en verdiepen van greppels en laagtes in het Neckersbroek en het Soetensbroek
- graven van een plasberm langs de Kerkevaart
- blootleggen van de zaadbank in de rietmoerassen rond de Blankaartvijver

Maatregelen in het kader van natuurontwikkeling:

- Fase 0: moerasherstel (zie ook hierboven)
- Fase 1: verhoging van de pompcapaciteit pompgemaal Stenensluisvaart, peilaanpassing over de zone van de Blankaartvijver, vervanging stuw Stenensluisvaart door fijn geregelde stuw
- Fase 2: verder verhogen van het waterpeil over het volledige projectgebied, hydrologische isolatie bekken Engelendelft, aanleg waterkering
- Fase 3: derde peil aanpassing

7 Relevante drivers

De impact van de verwachte klimaatwijziging werd op Vlaams niveau bekeken in Demarée et al. (2008) en Willems et al. (2012). Daarin werden een aantal scenario's en varianten bekeken. De ultieme driver achter de veranderingen is uiteraard de verhoging van de CO₂-concentratie in de atmosfeer. Die stijging zorgt voor een cascade aan secundaire en tertiaire abiotische veranderingen waarvan het verband met de originele verandering (de stijging van de CO₂-concentratie) steeds minder eenduidig is (zie figuur 1 in het hoofdrapport). Daar zijn verschillende redenen voor. Het kan zijn dat de effecten onvoldoende bekend zijn, maar ook interactie met andere veranderingen in het landschap spelen een belangrijke rol (bv. habitatfragmentatie, eutrofiëring, atmosferische stikstofdepositie). De abiotische veranderingen gaan op hun beurt impact uitoefenen op de vegetatie en soorten. Afhankelijk van het vegetatietype gaan andere omgevingsvariabelen hierin van belang zijn. Zo zullen voor overstromings- of grondwaterafhankelijke vegetatietypes vooral de (grond)waterkwaliteit en waterpeilen sturend zijn voor het in stand houden of overleven van die types. Vermits de waterhuishouding in het gebied volledig gestuurd kan worden door bemaling, wordt, kan een eventueel klimaatseffect op het oppervlaktewaterpeil gecorrigeerd worden en wijzigt dit peil niet noodzakelijk onder de voorspelde klimaatsveranderingen.

7.1 Primaire effecten

- Stijging van de gemiddelde maandtemperaturen en stijging op de warmste en koudste dagen.
- Stijging van de watertemperaturen
- Veranderingen in het neerslagpatroon, met een minder gelijke verdeling van de hoeveelheid neerslag doorheen het jaar. Men verwacht meer neerslag in de winter, minder in de zomer. De totale hoeveelheid op jaarbasis zou niet significant wijzigen. In de zomer zal er een afname van het aantal dagen met neerslag zijn, maar de regenbuien zullen – net zoals in de winter verwacht wordt- intenser zijn.
- Toename van de gemiddelde windsnelheid tijdens de wintermaanden.

7.2 Directe abiotische effecten

- Door de temperatuuroename neemt de hoeveelheid verdamping toe, zowel in de winter als in de zomer, met een piek in augustus.
- Intensere regenbuien leiden rechtstreeks tot een toename van piekdebieten in onze (nagenoeg allemaal alluviale) rivieren, en dus een toename van overstromingsfrequentie, -duur en -diepte in het Blankaartgebied. De reden daarachter is dat een groter aandeel hemelwater wordt afgevoerd naar rivieren via oppervlakkige afvoer (surface runoff).
- Wijziging in het hydrologisch regime van oppervlaktewaterlichamen. Dit kan zich uiten in een toe- of afname van de stroomsnelheid en/of de verblijftijd in stilstaande of stromende wateren.
- Het veranderd neerslagpatroon en de toenemende evapotranspiratie zal aanleiding geven tot drogere zomers.

7.3 Indirecte abiotische effecten

- Verminderde infiltratie van hemelwater – wijziging in grondwaterregime
Als proportioneel op de totale jaarneerslag een groter aandeel hemelwater wordt afgevoerd onder de vorm van oppervlakkige afvoer, dan zorgt dat voor verminderde infiltratie en wordt er dus minder grondwater aangevuld. Dat zou betekenisvolle effecten kunnen hebben op het grondwaterregime, waardoor tijdreeksen van grondwaterschommelingen er anders gaan uitzien. Met name een lagere gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) in de zomer en mogelijk een lagere gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) in de winter zouden daar het gevolg van kunnen zijn. Daarnaast zou de neerslagverdeling over het jaar wijzigen. Er zou meer neerslag vallen in de winter en minder in de zomer. Dat zorgt mogelijk voor deels tegenstrijdige conclusies inzake het effect op grondwaterdynamiek.

Meer neerslag in het winterhalfjaar (dus bij lage evapotranspiratie) resulteert in meer effectieve neerslag. Dat leidt doorgaans tot hogere grondwaterpeilen in de winter en dus hogere GHG's (wat in tegenspraak is met het effect van de toegenomen oppervlakkige afvoer).

- Lagere beschikbaarheid bodemvocht

Toegenomen evapotranspiratie in combinatie met een gewijzigde neerslagverdeling leidt, naast wijzigingen in het grondwaterregime, ook tot een toegenomen evapotranspiratiedeficit. Dat deficit is een jaarlijks weerkerend, natuurlijk zomerfenomeen in onze contreien, maar zou volgens de klimaatsveranderingsscenario's in de toekomst langer aanhouden en groter zijn. Dat heeft rechtstreeks als gevolg dat de GLG's dieper zullen liggen, zeker op die locaties waar geen of minder intensieve kwel optreedt. Een tweede effect is dat in de fysiologisch actieve periode van de planten, de hoeveelheid beschikbaar bodemvocht kleiner zou worden.

- Verandering van geochemische processen met eutrofiëring of verandering van de zuurtegraad als gevolg

Lagere grondwaterstanden gaan gepaard met een betere doorluchting van de bodem. Mede door de hogere bodemtemperaturen kan het organisch materiaal sneller afbreken. Hierdoor kan eutrofiëring optreden. Ook bij verdroging van veengronden zal door verwerking of veraarding een zekere eutrofiëring plaatsvinden. Bij ijzerrijke veengronden is er sprake van een sterke pH-buffering (Callebaut et al., 2007).

Een toenemende aëratie werkt oxidatieprocessen in de hand, wat verzuring kan veroorzaken. Bij verdroging worden gereduceerde elementen geoxideerd. Voor stikstof betekent dit de omzetting van ammonium naar nitraat, hierdoor neemt de stikstofbeschikbaarheid toe. Ook fosfaat, methaan, koolstof en sulfaat reageren op het verhoogde zuurstofgehalte en de verandering in zuurtegraad. Bij lagere grondwaterstanden wordt bij extreme neerslag de invloed van het relatief zuurder regenwater groter.

- Dalende zuurstofbeschikbaarheid in oppervlaktewater

Bij een hogere watertemperatuur kan het water minder zuurstof bevatten. Vooral 's zomers kunnen de omstandigheden minder gunstig worden voor de nu aanwezige soorten (van der Hoek et al., 2012).

7.4 Directe en indirecte effecten op biota

- Gewijzigde verspreidingsarealen (o.a. ook oprukken exoten)
- Wijzigingen in vegetatiepatronen
- Wijzigingen in fysiologie
- Wijzigingen in fenologie
- Wijzigingen in biotische interacties

8 Kwetsbaarheid t.a.v. relevante drivers

Via het instrument 'effectenindicator' worden de gevoeligheid van habitattypes en soorten op een storende factor ten gevolge van menselijke activiteiten aangegeven (Wouters, 2011). Wanneer een habitatype of soort gevoelig is voor een factor betekent dit dat effecten kunnen optreden die van negatieve invloed zijn op de staat van instandhouding.

Voor het inschatten van ecologische effecten van klimaatverandering worden volgende storende factoren uit de effectenindicator weerhouden: wijziging waterstand (verdroging, vernatting), eutrofiëring en verzuring. De aanwezige habitattypes zijn gevoelig voor alle vermelde effecten die voortvloeien uit primaire effecten van de voorspelde klimaatveranderingen. Over habitatype 6510, subtype mesofiel hooiland (6510_hu) doet de effectenindicator geen uitspraak. Dit habitatype is slechts op twee plaatsen als bermvegetatie aanwezig in het landschapsvenster.

Tabel 47. Gevoeligheden van, voor het landschapsvenster relevante, habitattypes voor verdroging, vernatting, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011); G= gevoelig; N= niet gevoelig

Habitatype	Verdroging	vernatting	eutrofiëring	verzuring
3130	X	x	X	x
3150	X	x	X	x
6510, subtype mesofiel hooiland (6510_hu)	X	x	X	geen info
6510, subtype grote vossenstaartverbond	X	x	X	x

Tabel 48. Gevoeligheden van, de voor het landschapsvenster relevante, soorten voor verdroging, vernatting, eutrofiëring en verzuring op basis van de effectenindicator (Wouters, 2011)

Naam	5.1 verdroging 5.2 vernatting 3.1 eutrofiëring via lucht 3.2 eutrofiëring via grondwater 3.3 eutrofiëring via oppervlaktewater 4 verzuring 6 wijziging hydrologie waterlichaam G = gevoelig, N = niet gevoelig						
	5.1	5.2	3.1	3.2	3.3	4	6
Aalscholver - Winterbiotoop	geen info	N	geen info	geen info	G	G	geen info
Blauwborst - Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	N
Blauwborst - Migratiebiotoop	G	N	N	N	N	G	N
Blauwe kiekendief – Winterbiotoop	N	N	N	N	N	N	n.v.t.
Bruine kiekendief - Broedbiotoop	G	G	N	N	N	G	N
Bruine kiekendief – Migratiebiotoop	G	G	N	N	N	G	N
Bruine kiekendief - Winterbiotoop	G	G	N	N	N	G	N
Goudplevier - Winterbiotoop	N	N	N	N	N	N	n.v.t.
Grote zilverreiger – Migratiebiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Grote zilverreiger - Winterbiotoop	G	G	G	G	G	G	G
IJsvogel - Broedbiotoop	n.v.t.	n.v.t.	N	N	G	G	G
IJsvogel - Migratiebiotoop	n.v.t.	n.v.t.	N	N	G	G	G
IJsvogel - Winterbiotoop	n.v.t.	n.v.t.	N	N	G	G	G
Kemphaan - Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	n.v.t.
Kemphaan - Migratiebiotoop	G	N	N	N	N	G	n.v.t.

Kemphaan - Winterbiotoop	G	N	N	N	N	G	n.v.t
Kleine rietgans - Winterbiotoop	G	N	G	G	G	G	n.v.t
Kleine zilverreiger – Broedbiotoop	G	G	N	N	G	G	G
Kleine zilverreiger – Migratiebiotoop	G	G	N	N	G	G	G
Kleine zilverreiger – Winterbiotoop	G	G	N	N	G	G	G
Kleine zwaan - Migratiebiotoop	G	N	G	G	G	G	n.v.t
Kleine zwaan - Winterbiotoop	G	N	G	G	G	G	n.v.t
Kokmeeuw - Broedbiotoop	G	G	G	N	G	N	G
Kokmeeuw - Migratiebiotoop	N	N	N	N	N	N	N
Kokmeeuw - Winterbiotoop	N	N	N	N	N	N	N
Kolgans - Winterbiotoop	G	N	G	G	G	G	n.v.t
Kwartelkoning – Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	n.v.t
Kwartelkoning - Migratiebiotoop	G	G	N	N	N	G	N
Porseleinhoen – Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Porseleinhoen - Migratiebiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Roerdomp - Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Roerdomp - Migratiebiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Roerdomp - Winterbiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Slobeend - Broedbiotoop	G	N	G	G	G	N	G
Slobeend - Migratiebiotoop	G	N	N	N	N	N	G
Slobeend - Winterbiotoop	G	N	N	N	N	N	G
Smient - Migratiebiotoop	G	G	N	N	N	G	G
Smient - Winterbiotoop	G	G	N	N	N	G	G
Stormmeeuw – Broedbiotoop	N	N	N	N	N	N	n.v.t
Stormmeeuw - Migratiebiotoop	N	N	N	N	N	N	n.v.t
Stormmeeuw - Winterbiotoop	N	N	N	N	N	N	n.v.t
Waterrietzanger – Migratiebiotoop	G	N	G	G	G	geen info	G
Wintertaling – Broedbiotoop	G	G	N	N	N	N	G
Wintertaling - Migratiebiotoop	G	G	N	N	N	N	G
Wintertaling - Winterbiotoop	G	G	N	N	N	N	G
Woudaap - Broedbiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Woudaap - Migratiebiotoop	G	G	G	G	G	G	G
Wulp - Broedbiotoop	G	N	N	N	N	N	G
Wulp - Migratiebiotoop	G	N	N	N	N	N	n.v.t
Wulp - Winterbiotoop	G	N	N	N	N	N	n.v.t
Platte schijfhoren	G	N	N	N	G	G	G
Kamsalamander – Landbiotoop	N	N	N	N	N	N	
Kamsalamander - Waterbiotoop			N	N	G	G	N
Bittervoorn			N	N	G	G	
Kleine modderkruiper		N	N	N	G	G	
Meervleermuis - Winterbiotoop	G	N	N	N	N	N	n.v.t
Meervleermuis - ZomerFoerageerbiotoop	G	N	N	N	N	N	G
Meervleermuis - ZomerKoloniebiotoop	n.v.t	n.v.t	n.v.t	n.v.t	n.v.t	n.v.t	n.v.t
Otter	G	N	N	N	N	G	N

9 Effecten van klimaatverandering op biodiversiteit

Hierna wordt een niet exhaustieve oefening gedaan van de mogelijke effecten van de voorspelde klimaatsveranderingen op habitats en soorten. Voor een overzicht per ecosysteem en daartoe gerekende habitattypes verwijzen we naar het hoofdrapport. Voor de gevalstudie Blankaart zijn vooral de ecosysteembesprekingen in het hoofdrapport over graslanden, oppervlaktewateren, moerassen en venen relevant. Maar men kan zich – zeker bij de progressieve klimaatsvoorspellingen – best voorstellen dat ook ecosystemen als slikken en schorren en kustduinen relevant worden. Hier beperken we ons tot de bestaande situatie en de manier waarop de voorspelde klimaatsveranderingen in globale zin een impact op de instandhouding van deze habitats en soorten zullen hebben.

Het dient gezegd dat voorspellingen van de klimaatsveranderingen op lokaal vlak veel moeilijker zijn dan effecten in generieke termen, zoals dit gebeurd is in het hoofdrapport. De reeds vaker aangehaalde interacties (zie figuur 1 van het hoofdrapport) zijn in vele gevallen niet onderzocht en de effecten zijn daarmee moeilijk voorspelbaar. Het detailniveau waarop heden ten dage in een statisch veronderstelde omgeving aan beheer en met beheersdoelstellingen wordt gewerkt, kan dan ook niet gehandhaafd blijven wanneer men de voorspelde klimaatsveranderingen ook in rekening moet brengen. Het beheer zal zich dan op een ander niveau moeten situeren met mogelijke wijzigingen in doelstellingen, en sowieso sterkere globalisering ervan.

9.1 Mogelijke effecten op habitattypes

9.1.1 Stilstaande wateren

Besse-Lototskaya et al. (2011) beschrijven op welke wijze de temperatuurstijging, toenemende verdamping of windwerking een invloed gaan hebben op abiotische en biotische processen in oppervlaktewateren. In hoeverre deze wijzigingen zich effectief op terrein zullen uiten, is moeilijk te voorspellen. Dit is immers ook afhankelijk van de huidige waterkwaliteit en het peilbeheer.

In grote lijnen gaat het over volgende processen:

Abiotische effecten:

- Golfslag, waterbeweging (meer opwerveling, vertroebeling, verplaatsing van niet-wortelende macrofyten)
- Droogval (van kleine, ondiepe plassen, bv. voortplantingspoelen van kamsalamander)
- Stratificatie (in ondiep water zoals de Blankaartvijver te verwaarlozen)
- Nutriëntenhuishouding (mineralisatie, sulfaatreductie, uitspoeling, afspoeling en inlaat)
- Zuurstofhuishouding

Biotische effecten:

- Thermofilie
- Verlanding/successie
- Algenontwikkeling
- Dispersie (oprukken van exoten, ziekten)
- Connectiviteit (uitdrogen van poelen die stapstenen vormen voor amfibieën)
- Fenologie (mismatch in de voedselketen)

Veranderingen in temperatuur hebben directe effecten op flora en fauna van oppervlaktewateren. Sommige soorten groeien sneller, andere soorten brengen meer generaties voort, voor koudeminnende soorten of soorten die afhankelijk zijn van zuurstofrijk water wordt de habitat minder geschikt, macrofyten ontwikkelen meer biomassa.

Wat betreft nutriëntenhuishouding vormen intense regenbuien nu al een probleem. Uit Van Hoydonk (2004) blijkt dat door erosie grote hoeveelheden sediment van de stroomopwaarts gelegen akkers worden aangevoerd. Het sediment bestaat

voornamelijk uit een fijne klei- en leemfractie. Doordat deze fijne deeltjes zeer traag bezinken kunnen ze niet opgevangen worden door zandvangen. De nutriënten worden eveneens via het oppervlaktewater aangevoerd. Door toename van droge perioden in de zomer kan het waterpeil dalen, waardoor nutriënten minder verdund worden. Ten aanzien van de waterkwaliteit hebben overwinterende en doortrekkende watervogels echter een vrij groot tolerantievermogen (Van Uytvanck & Goethals, 2014).

Stijgende watertemperaturen en een langer groeiseizoen kunnen eutrofiëring in de hand werken, met algenbloei als een van de gevolgen, waar er de nutriëntenlast voldoende hoog is. Dergelijke algenbloei kan de macrofyten doen afnemen of via afscheiding van toxines aanleiding geven tot vissterfte of vergiftiging van vogels. Indirect betekent vissterfte of minder helder water vervolgens een lagere voedselbeschikbaarheid voor bijvoorbeeld reigerachtigen of roerdomp.

Ook mismatch tussen fytoplankton en zooplankton, te wijten aan een veranderende fenologie, kan een gevolg zijn. Dit kan ertoe leiden dat het fytoplankton in verhouding toeneemt, met een stijgende zuurstofvraag als gevolg. Dit doet de zuurstofconcentratie aan de sediment-water interface dalen, wat potentieel een hogere vrijstelling van fosfor vanuit het sediment kan bewerkstelligen (Natural England & RSPB, 2014).

9.1.2 Historisch permanente poldergraslanden

Verskillende drivers kunnen hier een impact hebben. Afhankelijk van het tijdstip waarop – vooral extreme weersomstandigheden - plaatsvinden, zullen andere effecten optreden, in de eerste plaats uit zich dit op het vlak van de vegetatie, wat dan weer invloed heeft op de vogelsoorten die hier broeden (kleine zilverreiger, zomertaling, watersnip, tureluur, veldleeuwerik, slobeend en grutto).

Hogere voorjaarstemperaturen en een stijging van het CO₂-gehalte in de lucht (toename van de fotosynthese en respiratie) geven aanleiding tot snellere grasgroei en de oogsttijd wordt vervroegd. Ook intensivering van de landbouw ligt aan de bron van de vervroeging van de oogsttijd. Hierdoor verkort de periode voor de opgroei van de kuikens, die dekking vinden in de ongemaaide eerste snede. Dit kan enigszins gecompenseerd worden doordat weidevogels door de hogere temperaturen ook vroeger aanvangen met broeden. Maar de overleving van de kuikens is ook afhankelijk van het voedselaanbod. Vraag is of er dan voldoende voedsel beschikbaar zal zijn (zie punt 9.2.1).

9.1.3 Overstromingsgevoelige vegetatietypes (6510, rbbhc)

Het is belangrijk om te beseffen dat wijzigingen in overstromingsregimes en de ecologische effecten daarvan heden ten dage onder meer veroorzaakt worden door de nog steeds voortschrijdende urbanisatie en de stijging van de voor water ondoordringbare oppervlakte (in Vlaanderen intussen al opgelopen tot 30% van de totale oppervlakte), naast de wijziging in waterbeheer van rivieren en hun alluvia. Hier bovenop kan op basis van de voorspelde klimaatsveranderingen een verdergaande wijziging in de overstromingsregimes verwacht worden.

Overstromingen geven in grote lijnen aanleiding tot twee groepen van effecten:

- een rechtstreeks effect door langere, frequentere en diepere onderdompeling (inundatie) waardoor zuurstofstress (verdrinking) een rol kan spelen .
- een onrechtstreeks effect van aanvoer van nutriënten (eutrofiëring) via sedimentatieprocessen of slechte waterkwaliteit. De IJzervallei overstroomt doorgaans rechtstreeks met IJzerwater. Maar ook het grondwater kan zodanig stijgen dat het maaiveld overschreden wordt. De kwaliteit van het grondwater voldeed in 2013 niet aan het richtniveau. De laatste metingen van de fysico-chemische variabelen gaven aan dat de IJzer matig verontreinigd was.

De rechtstreekse effecten van toegenomen overstromingen zijn algemeen bekend (zie o.a. De Nocker et al., 2007, Beumer 2009). Het ontbreekt echter algemeen (niet alleen in Vlaanderen maar ook internationaal) aan kwantitatieve gegevens over de effecten van gewijzigde overstromingskarakteristieken op habitats en soorten. Bijgevolg kunnen de effecten dan ook uitsluitend kwalitatief beschreven worden.

Het spreekt voor zich dat toenemende overstromingsfrequentie (evenals overstromingsduur en –diepte) een wijziging zal teweegbrengen in vegetatietypes die afhankelijk zijn van jaarlijkse overstroming met oppervlaktewater. In het landschapsvenster gaat het meer specifiek over habitatype 6510 (grote vossenstaartgraslanden *Alopecurion*) en het regionaal belangrijke biotoop dotterbloemgrasland (rbbhc).

Door toename van overstromingen zullen grote vossenstaartgraslanden steeds meer kenmerken vertonen van zilverschoongraslanden (*Lolio-Potentillion*), onder de voorwaarde dat hiervoor ook een geschikt beheer toegepast wordt, nl. (na)begrazing. Soorten als geknikte vossenstaart, fioringras, pitrus en grote zuringsoorten zullen een prominenter rol gaan spelen, zeker als de toename van de overstromingen zich situeert in het zomerhalfjaar. Dat is immers de ‘fysiologisch actieve periode’ van de samenstellende plantensoorten. De kans is echter groot dat de oppervlakte aan door rietgras gedomineerde vegetaties verder zal toenemen, wanneer waterpeilschommelingen en stagnatie van regenwater frequenter zullen optreden. De oppervlakte aan habitatype 6510_hua is beperkt, wat ervoor kan zorgen dat de habitat in kwestie negatief beïnvloed zal worden. Zolang de hypothese overeind blijft dat de veranderde overstromingskarakteristieken zich hoofdzakelijk zullen voordoen in het winterhalfjaar, kunnen de negatieve directe effecten beperkt blijven.

Wanneer dotterbloemgraslanden (rbbhc) in de winter langer onder water komen te staan, neemt ook het aantal typische soorten af. In eutrofiërende omstandigheden gaan in eerste instantie rietgras en liesgras domineren. Als door toename van overstromingen in de zomer de vegetatie niet meer droog komt te staan, gaan zeggensoorten of riet overheersen. Anderzijds, wanneer in de zomer langdurige droogteperiodes optreden, kan dit type overgaan naar een type van glanshavergrasland (droge type van het *Alopecurion*). Er is dan een verschuiving naar habitatype 6510 (Zwaenepoel, 2002).

De onrechtstreekse effecten van overstromingen zijn minder bemeten en bijgevolg ook minder bekend. Het gaat hier over de sedimentatie van fijnere partikels (leem en klei, zand is minder tot niet belangrijk). Indien er erg grote hoeveelheden van die met overstromingswater meegevoerde partikels sedimenteren, dan kan de vegetatie fysisch ‘afgedekt’ worden. Dan is de impact uiteraard overduidelijk. Dergelijke fenomenen komen enkel voor bij laagfrequente zeer grote overstromingen.

De impact van kleinere hoeveelheden sedimenten kan echter ook betekenisvol zijn. De aanvoer van soms excessieve hoeveelheden nutriënten leidt immers tot ongeschikte standplaatsen voor het grote vossenstaartglanshavergrasland (6510_hua). Hoewel dit een vrij productief vegetatietype is, is de nutriëntendraagkracht gelimiteerd. Het zijn net deze nutriënten die veelal in grote hoeveelheden op de fijnere sedimentpartikels geadsorbeerd zitten (i.c. fosfaat en ammonium) en door sedimentatie in de overstromingsgebieden gebracht worden. Het effect is vergelijkbaar met een flinke landbouwkundige bemesting. Belangrijk om weten is dat dit onrechtstreekse effect evengoed speelt in het winter- als het zomerhalfjaar.

Kwartelkoning, paapje en graspieper zijn broedvogels die afhankelijk zijn van de overstroombare grote vossenstaartgraslanden. Het verdwijnen of het ongeschikt worden van deze habitat zal de aantrekkingskracht van het Blankaartgebied voor deze vogels doen afnemen (zie ook 9.2.1).

9.1.4 Moerasvegetaties

De distributie en soortensamenstelling van moerasvegetaties langs de oevers van water is het resultaat van verschillende abiotische en biotische interacties. Hydrodynamische factoren, met name waterstand, golfwerking en waterstroming zijn de sleutelfactoren die de distributie en samenstelling bepalen. In de Blankaart vormen monotone rietvegetaties het eerste successiestadium van open water naar verlanding. Door bodemophoging komen delen ‘s zomers droog te liggen en gaan andere soorten zich vestigen. In de natuurlijke successie komen er soorten als waterzuring, oeverzegge, watermunt, grote lisdodde en grote wederik, maar bij eutrofiëring en waterstandsval gaan grote brandnetel en haagwinde sterker op de voorgrond treden. Bij verdroging treedt tevens successie naar wilgenstruweel op (door graduele verdroging van het Blankaartmoeras is de oppervlakte rietland over een periode van 40 jaar reeds gehalveerd). Zowel verrijking als struweelvorming kunnen door klimaatwijziging in de hand gewerkt worden.

Langs de andere kant verhinderen langere overstromingen, zowel in de winter als in de zomer, de vestiging van andere soorten, zodat (nagenoeg) monotypische rietlanden ontstaan, wat omwille van faunistische redenen gewenst kan zijn. Door overstromingen wordt ook strooisel weggevoerd wat botanisch gezien interessant kan zijn. Maar wanneer het gaat om nutriënten- en slibrijkwater kunnen de negatieve gevolgen van de overstromingen zwaarder doorwegen dan de positieve (Vandenbussche, 2002).

Het verdwijnen van kwalitatieve moerasvegetaties zal broedvogels van moerassen negatief beïnvloeden. In het gebied gaat het over volgende (doel)soorten: bruine kiekendief, roerdomp, woudaapje, porseleinhoen, blauwborst, grote karekiet, snor,

rietzanger, rietgors, Cetti's zanger. De eerlijkheid gebied te zeggen dat verschillende van deze doelsoorten ook nu niet voorkomen in de IJzerbroeken.

9.2 Mogelijke effecten op soorten

Voor de beschrijving van mogelijke effecten van klimaatverandering op soorten wordt gebruik gemaakt van gemodelleerde geografische verspreidingen van de soorten. De geografische zone waarin het klimaat toelaat dat een soort er voorkomt wordt ook de klimaatveloppe van de soort genoemd. Door klimaatverandering wordt verwacht dat de klimaatveloppen van soorten gaan verschuiven.

Wanneer er een duidelijk statistisch verband tussen de huidige geografische verspreiding van een soort en klimaatkarakteristieken kan worden vastgesteld, kan op basis daarvan de klimaatveloppe van een soort onder een klimaatscenario worden bepaald. De resultaten van de modellen moeten wel met omzichtigheid geïnterpreteerd worden. Zo kunnen dispersiecapaciteit of verstoringsfactoren invloed hebben op de verspreiding van soorten.

9.2.1 Broedvogels

Voor Europese broedvogels worden de klimaatveloppen gemodelleerd in 'a climatic atlas of European breeding birds' (Huntley et al., 2007). Deze studie gebruikt drie klimaatvariabelen om te bepalen of een soort in een bepaalde regio zich al dan niet kan voortplanten en er kan overleven: gemiddelde temperatuur van de koudste maand, het aantal daggraden boven 5°C (als maat voor de temperatuur tijdens het groeiseizoen) en de verhouding tussen actuele en potentiële evapotranspiratie (als maat voor de vochtigheid). Toekomstige klimaatveloppen worden gemodelleerd met een klimaatscenario van + 3°C in 2100.

Tabel 49. De geschiktheid van Vlaanderen in 2100 onder het klimaatscenario van + 3°C in 2100 voor enkele doelbroedvogels van de IJzervallei en de Blankaart op basis van 'a climatic atlas of European breeding birds' (Huntley et al., 2007)

Ned. Soortnaam	Latijnse soortnaam	broedbiotoop	geschiktheid Vlaanderen in 2100
Broedvogels van bijlage IV van de Vogelrichtlijn			
Kwartelkoning	<i>Crex crex</i>	6510_hua, rbbhc	niet geschikt
Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	rbbmr, rbbmc	niet geschikt
bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>	rbbmr, rbbmc	niet geschikt
Porseleinhoen	<i>Porzana porzana</i>	rbbmr, rbbmc	niet geschikt
Ijsvogel	<i>Alcedo atthis</i>	3150	geschikt
Prioritaire broedvogels			
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris</i>	rbbmr	niet geschikt
Woudaapje	<i>Ixobrychus minutus</i>	rbbmr	geschikt
Snor	<i>Locustella luscinioides</i>	rbbmr, rbbmc	niet geschikt
grote karekiet	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	rbbmr	geschikt
Rietzanger	<i>Acrocephalus schoenobanus</i>	rbbmr	niet geschikt
Rietgors	<i>Emberiza schoeniclus</i>	rbbmr	geschikt
Cetti's zanger	<i>Cettia cetti</i>	rbbmr	geschikt

kleine zilverreiger	<i>Egretta garzetta</i>	3150, rbsf, 91E0	niet geschikt (1)
Paapje	<i>Saxicola rubetra</i>	6510_hua, rbbhc,	niet geschikt
Graspieper	<i>Anthus pratensis</i>	extensief grasland	niet geschikt
Watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	rbbmc, rbbhc, nat grasland	niet geschikt
Slobeend	<i>Anas clypeata</i>	natte graslanden met microreliëf, rbbhc	niet geschikt
Zomertaling	<i>Anas querquedula</i>		niet geschikt
Tureluur	<i>Tringa totanus</i>		niet geschikt
Grotto	<i>Limosa limosa</i>		niet geschikt
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>	korte (grazige)	niet geschikt
Veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis</i>	vegetaties in akkergebieden	geschikt
grauwe gors	<i>Miliaria calandra</i>	ruige vegetaties in akkergebieden	geschikt

(1) zou volgens de klimaatatlas niet broeden, ook niet gesimuleerd, het broedgebied schuift op naar het noorden.

Voor wat betreft de broedvogels van bijlage IV zou enkel voor ijsvogel het landschapsvenster nog binnen het verspreidingsareaal liggen. Voor de prioritaire broedvogels is dit ook het geval voor woudaapje, grote karekiet, rietgors, Cetti's zanger, veldleeuwerik en grauwe gors.

Los van het feit of Vlaanderen nog binnen het verspreidingsareaal van deze broedvogels komt te liggen, kunnen klimaatwijzigingen ook een direct effect hebben op broedvogels.

Winteroverstromingen bijvoorbeeld, hebben een invloed op broedende weidevogels, zowel in positieve als negatieve zin. Positieve effecten zijn: 1) Bij een hoge waterstand bij aanvang van het broedseizoen zijn ook hogere laantjes, depressies en poelen waterhoudend, wat grotere delen van het gebied geschikt maakt om te foerageren. 2) De bodem is veel zachter en meer doorweekt in het voorjaar wat gunstig is voor soorten als watersnip. 3) De vegetatie is dan korter in het voorjaar (gunstig voor soorten als kievit). 4) Natte gebieden zijn minder aantrekkelijk voor grondpredatoren. Het belangrijkste negatieve effect is dat de densiteiten aan macro-invertebraten (vnl. aardwormen) aanzienlijk lager liggen in gebieden die onder water staan. Bij aanhoudende droogte vormt voedselbeschikbaarheid ook een probleem: regenwormen trekken zich terug tot onbereikbare diepte voor vogelsnavels en de bodem wordt minder doordringbaar voor vogelsnavels. Zware neerslag tijdens het broedseizoen houdt risico's in voor het succes van broedpogingen of de overleving van kuikens.

Voor overwinterende vogels kunnen zachtere winters en meer winterse overstromingen een positief effect hebben. Er is minder kans op (of minder lange) sneeuwbedekking, wat een hogere voedselbeschikbaarheid met zich meebrengt (Besse-Lototskaya et al., 2011).

Wat betreft kwartelkoning is gebleken dat jaren met veel neerslag in het voorjaar, jaren met veel broedparen waren, omdat er dan niet of pas laat gemaaid kon worden. De vogels komen immers laat in het seizoen aan en de broedtijd duurt tot half augustus. Overstromingen resulteren ook in een gevarieerde dichtheid en hoogte van de vegetatie. Deze condities, ongemaaide eerder ijle vegetaties van hoge grassen zijn de ideale broedbiotoop van deze vogel. Dergelijke vegetaties vindt de soort in extensief, weinig bemeste percelen (maximale stikstofgift 30-60 kg per ha per jaar) (Van Uytvanck & Goethals, 2014). Eutrofiëring via afspoeling van nutriënten van landbouwgronden bij hevige neerslag kan op de broedhabitat van soort een negatieve impact hebben. Hevige zomeronderweders vormen een bedreiging voor het broedsucces.

Voor porseleinhoen zijn winterse overstromingen noodzakelijk om de vegetatietypes (vooral grote zeggenvegetaties) waarin hij broedt, te behouden of te laten ontwikkelen. Een zekere overstromingsdynamiek zorgt er tevens voor dat er natte slikrandjes langs het water blijven bestaan, waar er gefoerageerd kan worden. De effecten van klimaatwijziging op dit

vlak lijken eerder gunstig te zijn voor deze soort. De nestplaats wordt gemaakt in ondiepe moeraszones (< 15 cm), maar het peil mag tijdens het broedseizoen niet teveel schommelen. Piekdebieten met grote waterpeilschommelingen kunnen tijdens het broedseizoen ongunstig zijn voor het broedsucces (Van Uytvanck & Goethals, 2014).

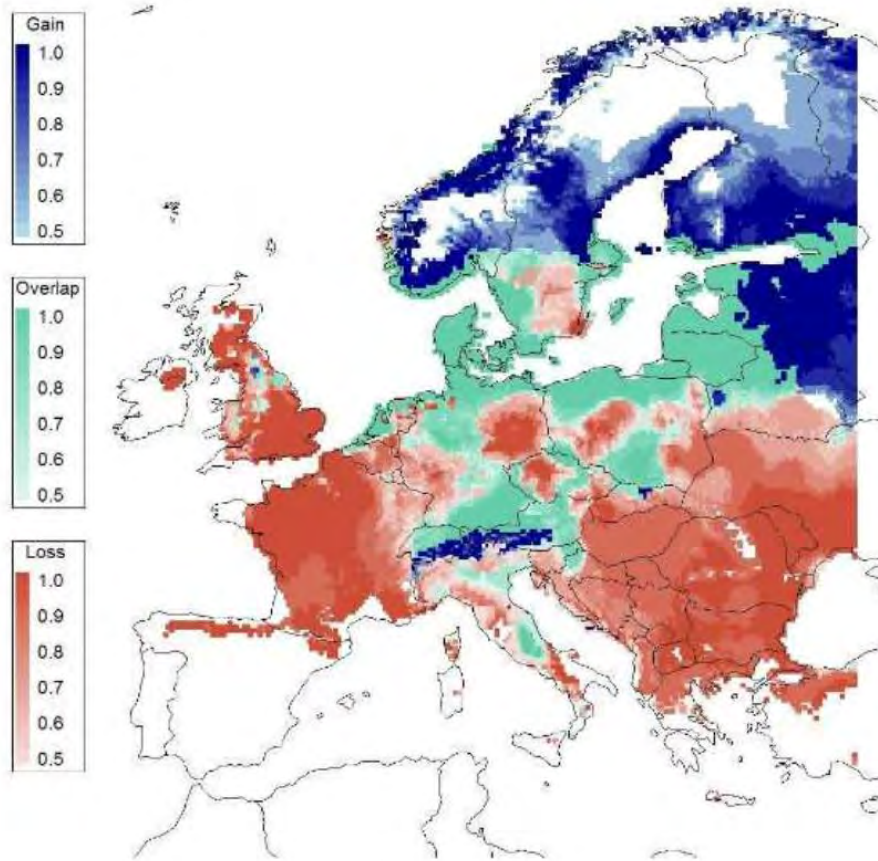
De **blauwborst** is minder kieskeurig. Hij broedt in rietvelden (met een hoogte van 0,5 tot 2 meter), maar ook in kleinere rietstroken, ruig riet en in drogere randzones van het moeras, waar struiken verspreid voorkomen en als zangpost worden gebruikt. Voor blauwborst is een stabiel waterpeil tijdens het broedseizoen minder belangrijk (Van Uytvanck & Goethals, 2014).

Ijsvogel is een vrij zeldzame broedvogel in de IJzervallei. Nestplaatsen situeren zich vooral in de natuurlijke, steile oevers van de IJzer en het Kanaal van Ieper. Door de toename van piekafvoeren kan het afkalven van de oevers toenemen, met een grotere kans op geschikte nestgelegenheid tot gevolg. Langs de andere kant is de soort strikt gebonden aan zuiver, ijsvrij en visrijk water. Hogere wintertemperaturen zijn gunstig voor de soort (minder ijsbedekking, meer voedselbeschikbaarheid), maar anderzijds kunnen wijzigingen in nutriënten- en zuurstofhuishouding (vooral in de zomer) tot een afname in het prooiaanbod leiden.

9.2.2 Kamsalamander

Araújo et al. (2006) simuleerden klimaatveloppen voor Europese amfibieën en reptielen. De volgende klimaatvariabelen werden aangewend: gemiddelde jaarlijkse temperatuur, gemiddelde temperatuur van de koudste maand, gemiddelde temperatuur van de warmste maand, gemiddelde jaarlijkse neerslag en de som van de neerslag tussen juli en september. De simulatie onder het klimaatscenario HADCM3, scenario A2 heeft als resultaat dat in 2050 Vlaanderen nog binnen het verspreidingsgebied valt, maar dat er in 2080 slechts overlap is in het westelijk en noordelijk gedeelte van Vlaanderen. Het landschapsvenster ligt ergens op de grens van het huidige verspreidingsgebied van kamsalamander (zie figuur 14).

De effecten van klimaatverandering op amfibieën in het algemeen zijn zeer complex en er is een wisselwerking van directe en indirecte factoren. Blaustein et al. (2010) stellen dat wijzigingen in temperatuur en neerslagregimes onder andere een directe impact zullen hebben op de voortplanting, ontwikkeling, foeragegedrag of voedselbeschikbaarheid, dispersie en gevoeligheid voor of toename van ziektes, vermits ook heel wat fysiologische processen hierdoor gestuurd worden. Wat voortplanting betreft kan het gaan om veranderingen in fenologie (timing) of genderdeterminatie (wijziging in ♀-♂ verhouding), maar warmere temperaturen leiden ook tot minder opgeloste zuurstof in aquatische milieus. Wat vervolgens de ontwikkeling van eieren en larven negatief kan beïnvloeden. Of onder droge en hete condities zoeken amfibieën refugia op en verminderen hun activiteit (minder voedselopname, minder reproductie, minder dispersie, minder gene flow tussen lokale populaties). Indirect spelen habitatverlies of –ongeschiktheid (eutrofiëring, algenbloei), wijziging in de voedselketen, verspreiding van amfibieënziektes, competitie tussen soorten (o.a. invasieve exoten)... een rol.



Figuur 80. Verandering in de klimatenveloppe voor kamsalamander waarbij de simulatie voor 2080 wordt vergeleken met de huidige verspreiding (klimaatresponsdatabank; van der Veen et al., 2010).

9.2.3 Bittervoorn, kleine modderkruiper

Binnen het tijdsbestek van deze studie is het niet mogelijk de impact op deze soorten na te gaan, maar het effect van zuurstofbeschikbaarheid en een wijzigende nutriëntenhuishouding onder invloed van een stijgende oppervlaktewatertemperatuur zal waarschijnlijk relevant zijn voor deze vissoorten. Voor beide soorten is een goede waterkwaliteit immers essentieel.

9.2.4 Platte schijfhoren

De soort werd waargenomen in heldere en vegetatierijke stilstaande plassen (Kasteel- en visvijver De Blankaart) en in vegetatierijke sloten en grachten in onder meer de Rhillebroeken en Merkembroeken (incl. ringgracht van het waterspaarbekken). De platte schijfhoren bewoont vaak ondiepe en heldere, stilstaande of licht stromende wateren, zoals sloten en plassen met een veenbodem (Devos et al., 2014). Snelle opwarming wordt belangrijk geacht, in dit opzicht kan een gemiddelde jaarlijkse temperatuurstijging gunstig lijken. Maar wanneer dergelijke stijging tevens een hogere kroos- of macrofytenbedekking of algenbloei tot gevolg heeft, voldoen de sloten en plassen niet meer aan de habitatvereisten. De soort is ook gevoelig aan hypertrofe omstandigheden.

9.2.5 Prioritaire plantensoorten

Weidekerveltorkruid (*Oenanthe silaifolia*) is een typische soort voor de IJzervallei. Het is een soort van vochtige alluviale graslanden die waarschijnlijk in België de noordoostgrens van zijn Europees areaal bereikt. In het begin van het aankoopproject van het ANB, stond de soort slechts op enkele percelen. Door een aangehouden extensief maaibeheer, zijn er nu plaatselijk uitbundige groeiplaatsen op heel wat percelen van het Westbroek en de soort heeft vrij vlot nieuwe gebieden gekoloniseerd (Noordschote en Kemmelbeekvallei). De soort groeit in de overstroombare grote vossenstaartgraslanden. Voor de mogelijke impact van klimaatwijzigingen wordt verwezen naar § 35.1.3

De verspreiding van moeraslathyrus (*Lathyrus palustris*) beperkt zich tot twee groeiplekken van een tiental vierkante meters (Struyve, 2010), waardoor een aparte bespreking voor deze soort niet relevant lijkt.

Volgens de klimaatresponsdatabank (van der Veen et al., 2010) blijft Vlaanderen geschikt voor deze plantensoorten. De klimaatresponsdatabank maakt gebruik van de data uitgewerkt in Tamis et al. (2005).

10 Effecten op de ecosysteemdiensten

Het gebied is een drinkwaterwinningsgebied. In het waterproductiecentrum wordt drinkwater gemaakt met oppervlaktewater uit de IJzer en de polders van het Blankaartgebied. In het betonnen spaarbekken kan 3 miljoen m³ water opgeslaan worden. In de bijhorende behandelingsinstallatie wordt jaarlijks zo'n 10 miljoen m³ drinkwater geproduceerd, wat goed is voor de drinkwatervoorziening van een derde van West-Vlaanderen.

Lange droge periodes doet het volume water dat kan benut worden voor drinkwaterproductie dalen. Ook bij lange periodes met slechte waterkwaliteit (eutrofiëring onder invloed van de beschreven effecten) kan er minder water in het reservoir ingelaten worden, waardoor de reserves dalen. Wanneer er terug water beschikbaar is, kunnen hoge innamevolumes een impact hebben op de overstromingsduur en –hoogte in het gebied of het herstel van het ecosysteem na een droogteperiode vertragen.

Los van drinkwaterproductie oefenen grote landbouwbedrijven een steeds groter wordende druk uit op de grondwatervoorraden. De vele kleinschalige grondwatervergunningen in de omgeving van het studiegebied zijn vergelijkbaar met één grote grondwaterontginning. De stijgende waterbehoefte in de zomer legt een extra druk op de watervoorraad of vereist inname van gebiedsvreemd water (bv. brak water vanuit polders).

11 Referenties

- Ampe C. (2010). Monitoringsrapport De Blankaart. Uitvoering monitoring abiotische parameters bodem en hydrologie T-1. VLM West-Vlaanderen, Brugge.
- Araújo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Besse-Lototskaya A.A., Geertsema W., Griffioen A.J., van der Veen M. & Verdonchot P.F.M. (2011). Natuurdoelen en klimaatverandering : "State-of-the-Art". Wageningen, Alterra, rapport 2135, 156 p.
- Beumer V. (2009). Winter flooding in Dutch stream valley floodplains: biogeochemical effects and vegetation consequences. Thesis Utrecht University.
- Blaustein A.R., Walls S.C., Bancroft B.A., Lawler J.J., Searle C.L. & Stephanie S. Gervasi S.S. (2010). Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity* 2: 281-313.
- Callebaut J., De Bie E., Huybrechts W. & De Becker P. (2007). NICHE-Vlaanderen, SVW, 1-7.
- Campioli M., Vincke C., Jonard M., Kint V., Demarée G. and Ponette Q. (2012) Current status and predicted impact of climate change on forest production and biogeochemistry in the temperate oceanic European zone: review and prospective for Belgium as a case study. *Journal of Forest Research* 17: 1-18.
- De Nocker L., Joris I., Janssen L., Smolders R., Van Roy D., Vandecasteele B., Meiresonne L., Van der Aa B., De Vos B., De Keersmaecker L., Vandekerckhove K., Gerard M., Backx H., Van Balleer B., Van Hove D., Meire P., Van Huylenbroeck G., Bervoets K. (2007). Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw.
- De Saeger S., Guelinckx R., Van Dam G., Oosterlynck P., Van Hove M., Wils C. & Paelinckx D. (red.) (2014). Biologische Waarderingskaart en Natura 2000 Habitatkaart, uitgave 2014. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (1698392). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Demarée G., Baguis P., Debontridder L., Deckmyn A., Pinnock S., Roulin E., Willems P., Ntegeka V., Kattenberg A., Bakker A., Bessembinder J., Lenderink G. & Beersma J. (2009). Eindverslag studieopdracht "Berekening van klimaatscenario's voor Vlaanderen" uitgevoerd door kmi, knmi, kul. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Devos K., Anselin, A. & Vermeersch G. (2004). Een nieuwe Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (versie 2004). In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel. p. 60-75.
- Devos K., Goethals V, Ameeuw G., De Rycke A. & Declerck K. (2006). Instandhoudingsdoelstellingen voor het Europees Vogelrichtlijngebied "IJzervallei" (en het Blankaartbekken in het bijzonder). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2006.150. 100 p.
- Devos K., Van Thuyne G., Packet J., Speybroeck J., Gyselings R., Belpaire C., Coeck J., Vriens L. (2014). Advies betreffende de instandhoudingsdoelstellingen voor het Vogelrichtlijngebied 'De IJzervallei'. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.3119). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Gillson L., Dawson T.P., Jack S., McGeoch M.A. (2012). Accommodating climate change contingencies in conservation strategy. *Trends Ecol. & Evol.* 28:135-142.
- Hens M. & Neiryck J. (2013). Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypes in Vlaanderen. Nota voor WBC Referentiewaarden. 16 oktober 2013. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G. (2007). A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, the RSPB and Lynx Edicions, Barcelona, 521 p.
- Natural England & RSPB (2014). Climate Change Adaptation Manual. 222 p.

- Struyve T. (2010). Blankaart E-003 (Diksmuide en Houthulst). Tweede monitoringsrapport, December 2010. Dossier ANB. Natuurpunt vzw. Mechelen. 30 p. + Bijlagen
- Tamis W.L.M., Van't Zelfde M., Van Der Meijden R., Udo De Haes H.A. (2005). Changes in Vascular Plant Biodiversity in the Netherlands in the 20th Century Explained by their Climatic and other Environmental Characteristics. *Climatic Change* 72: 37-56.
- Tavernier, R. & J. Ameryckx (1954). Quelques considerations sur les facteurs de decalcification dans les polders maritimes belges. Vme Congrès Internat. de la Science du Sol. Communications, V 62. Léopoldville, 1954.
- van der Hoek D.C. J., van Minnen J.G., Vonk M. & Wortelboer R. (2012). Effecten van klimaatverandering op natuur. In: van Minnen J. & Ligtvoet W. (2012). Effecten van klimaatverandering in Nederland. Planbureau voor de Leefomgeving.
- van der Veen M., Wiesenekker E., Nijhof B.S.J., Vos C.C. (2010). Klimaat Respons Database. Ontwikkeld binnen BSIK-programma Klimaat voor Ruimte, project Adaptatie EHS. Alterra – Wageningen UR.
- van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D. & van Hinsberg A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypes en leefgebieden van Natura 2000. Alterra rapport 2397. Alterra WUR, Wageningen, Nederland. 68 p.
- Van Hoydonck G. (2004). Nutriëntenmodellering Blankaart. Studie in opdracht van het Instituut voor Natuurbehoud. 160 p.
- Van Uytvanck J. & Goethals V. (reds). (2014). Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Lannoo: Brussel. ISBN 978-94-01-41677-1. 348 p.
- Vandenbussche V., T'Jollyn F., Zwaenepoel A., Van Hecke L. & Hoffman M. (red.) (2002). Systematiek van de natuurtypes voor Vlaanderen: moerassen. Universiteit Gent (UG), Instituut Natuurbehoud (IN) en West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI), Gent, Brussel, Brugge. 165 p.
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlyncx P., Van Hove M., Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart: biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijke Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2011.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. ISBN 9789040303142. 416 p.
- Willems E., Wouters M., Monsoré T., Lerouge F. & Brauns K. (2014). Beheerplan voor het Vlaamse Natuurreserveaat 'Ijzervallei en Handzamevallei' met speciale aandacht voor een optimaal gecombineerd botanisch en avifaunistisch graslandbeheer. In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos, West-Vlaanderen. ABO NV & Ecorem.
- Willems P., De Bruyn L., Maes D., Brouwers J. & Peeters B. (2012). 2. Klimaat. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009). Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel. pp. 55-66.
- Wouters J. (2011). Beoordeling van de gevoeligheid van soorten en habitattypes van Europees belang bij verstoringingrepen. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.127.
- Zwaenepoel A., T'Jollyn F., Vandenbussche V. & Hoffman M. (red.) (2002). Systematiek van de natuurtypes voor de biotoop grasland. Universiteit Gent (UG), Instituut Natuurbehoud (IN) en West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI), Gent, Brussel, Brugge. 532 p.