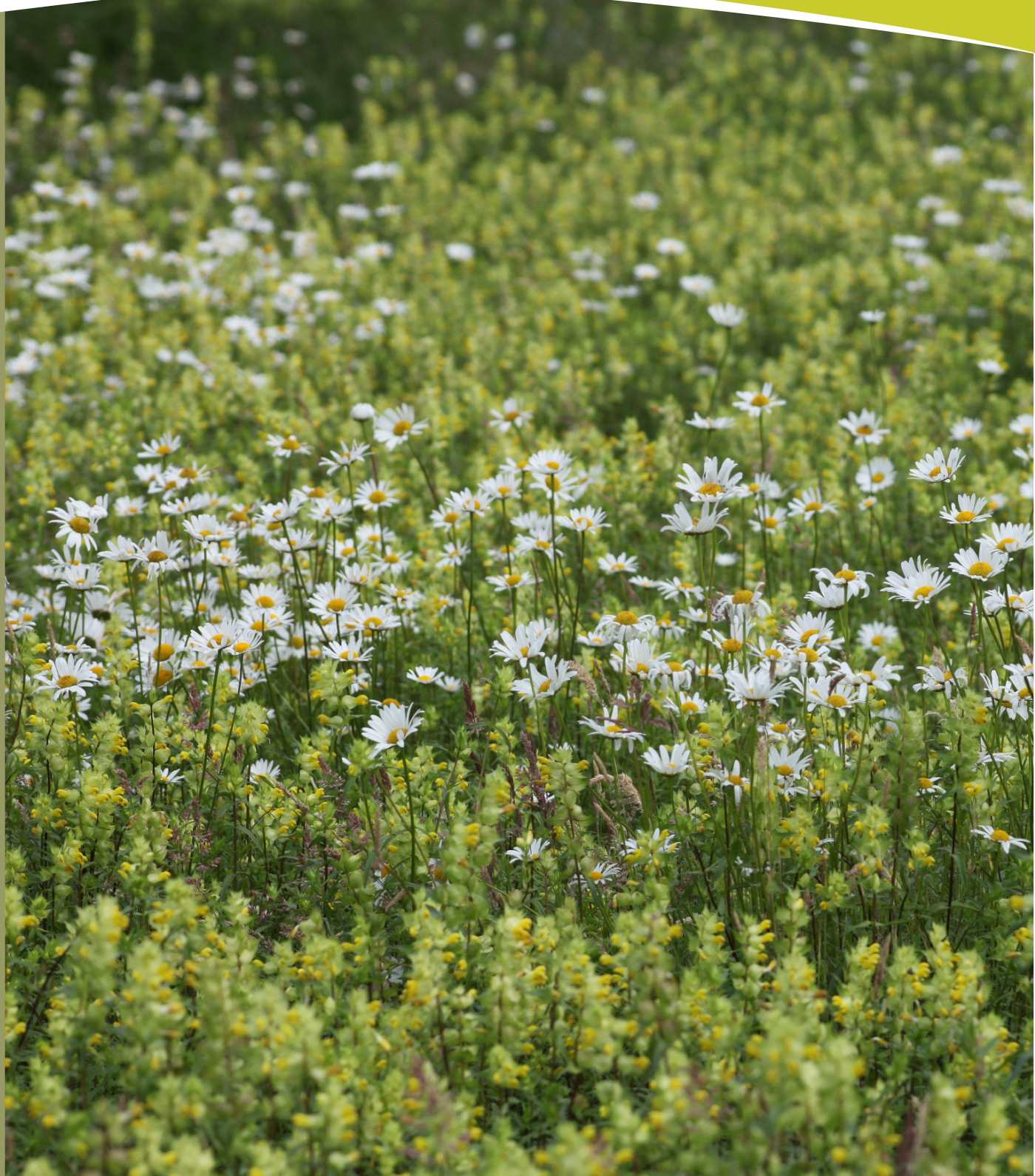




Redacteurs:

Joachim Mergeay, Tim Adriaens
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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 Anderlecht

www.inbo.be

e-mail:

joachim.mergeay@inbo.be

Wijze van citeren:

Mergeay J., Adriaens T. (2013). Afwegingskader voor het gebruik van bloemenzaadmengseld ten bate van bestuivers en biodiversiteit. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.5). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2013/3241/025

INBO.R.2013.5

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Foto cover:

Ingezaaide margriet en grote ratelaar.

Afwegingskader voor het gebruik van bloemenzaadmengsels ten bate van bestuivers en biodiversiteit

Zaadmengsels voor biodiversiteit

Joachim Mergeay, Tim Adriaens

Voorwoord

Dit rapport is gebaseerd op een advies geleverd aan de Vereniging van Vlaamse Provincies in 2012 (INBO.A.2012.80), en is aangepast om te voldoen aan generieke vragen afkomstig van lokale en regionale besturen, maar ook particulieren of organisaties. Dit rapport is bedoeld als algemene leidraad voor al wie het gebruik van zaadmengsels overweegt.

Samenvatting

De aanleg van bloemenweiden, bloemenranden, akkerranden, bloemenrijke tuinen door het inzaaien van zaadmengsels wordt de laatste tijd sterk gepromoot. De achterliggende motivatie hiervoor is een positieve bijdrage aan de biodiversiteit op lokaal niveau en in het bijzonder een positieve bijdrage aan het stoppen van de achteruitgang van bijenpopulaties.

Over de (positieve) effecten van dit fenomeen bestaat echter weinig en/of verspreide of moeilijk toegankelijke literatuur zodat het voor een overheid niet eenvoudig is om hierover een éénduidige visie te ontwikkelen. In dit rapport wordt via een literatuuroverzicht eerst het kader van de achteruitgang van bijen en andere bestuivende insecten geschetst. Vervolgens wordt ingegaan op de rol van biodiversiteit (van bestuivers) voor landbouw en maatschappij. Daarna wordt geconcentreerd op enkele concrete vragen die frequent vanuit beleid en maatschappelijke middenveld worden gesteld:

1. Wat is de invloed van inzaaien van bloemenmengsels op lokale biodiversiteit?
2. In welke mate is naamgeving en duiding bij de inhoud van zaadmengsels belangrijk?
3. Wat is de mogelijke invloed op economische functies?
4. Wat is het beschikbare aanbod van geschikte zaadmengsels, met weergave van de herkomst van de zaden?
5. In welke mate zijn zaadmengsels geschikt voor de verschillende ruimtelijke bestemmingen?
6. In welke mate zijn zaadmengsels afgestemd op de regionale condities (eco-regio)?

English abstract

The use of various seed mixtures is currently being promoted for sown wildflower strips, wildflower gardens and crop margins to enhance the biological diversity locally, especially with regards to bees and other pollinators.

It is often unclear to policy and government, however, to what extent and under what conditions such measures are really effective. Here we first summarize the causes of the decline of bees and other pollinators. Next, we focus on the role of biodiversity of pollinators in relation to agriculture and society. Finally, we focus on frequently asked questions from local and regional policy and management:

1. How does sowing wildflowers influence local biodiversity?
2. How important is provenance and correct content declaration in seed mixtures?
3. Are there potentially economical benefits of wildflower sowing?
4. How to find adequate seed mixtures with clear indication of provenance?
5. Are there suitable seed mixtures for different targets related to urban planning?
6. To what extent do seed mixtures take regional differences (ecological, edaphic, ...) into account?

Voorwoord	4
Samenvatting.....	5
1 Achteruitgang van bestuivende insecten: situering	7
1.1 Intensivering van het landschap	7
1.2 Biociden vroeger en nu	7
1.3 Pathogenen, parasieten en interacties met andere stressoren	8
2 Biodiversiteit van planten en bestuivers.....	8
2.1 Het belang van bestuivende insecten en hun diversiteit.....	9
2.2 Andere bestuivers in landbouw: bijzaak of niet?	9
2.3 Trends bij andere bestuivers	10
2.4 Landbouw, economie, biodiversiteit en bestuiving.....	11
3 Zaadmengsels in de praktijk.....	12
3.1 begrippen.....	12
3.2 Inzaaien: effecten en methodes	13
3.2.1 Niet inzaaien, en rekenen op spontane herkolonisatie	14
3.2.2 Eénmalig inzaaien en/of aanplanten.....	14
3.2.3 Meerjaarlijks inzaaien van zaadmengsels van meerjarige planten	14
3.2.4 Jaarlijks inzaaien bij zaadmengsels van éénjarigen	15
3.3 Oorsprong	16
3.3.1 Lokale/regionale herkomst.....	17
3.3.2 Herkomst van zaai- en plantgoed: herkomstgebieden	17
3.3.3 Lokale adaptatie en lokale co-adaptatie	18
3.3.4 Genetische vermenging en afbraak van lokale adaptatie.....	18
4 Aanbod van kruiden voor biodiversiteitsmengsels en criteria.....	19
4.1 Hoe regionaal is regionaal genoeg?.....	19
4.1.1 Fylogeografie als basis voor herkomst sensu lato?	20
4.1.2 Afstemming op lokale en regionale condities	24
5 Inzaaien. En verder?	24
6 Conclusie en recapitulatie	26
Referenties	28

1 Achteruitgang van bestuivende insecten: situering

Het gaat slecht met de agrobiodiversiteit, de diversiteit aan soorten die mee het landbouwlandschap vorm geven of gaven (D' Haene et al. 2010). Dit geldt voor nagenoeg alle groepen van organismen. Een soortengroep die voor landbouw van zeer groot belang is via de ecosysteemdienst die ze leveren zijn bestuivende insecten. Doorgaans wordt dan gedacht aan honingbijen (voornamelijk *Apis mellifera*), maar bestuiving gebeurt in zeer grote mate door tal van andere insecten zoals hommels (c. 30 soorten), bijen (c. 360 soorten) en andere Hymenoptera, zweefvliegen (Syrphidae; > 200 bloembezoekende soorten) en overige insecten zoals vliegen (Muscidae), wolzwevers (Bombylidae), kevers (Coleoptera), vlinders (Lepidoptera), ...

Wetenschappers maken algemeen gewag van een wereldwijde bestuivingcrisis (Kosior et al., 2007; Ghazoul, 2005; Kevan & Phillips, 2001) en er is meer en meer bewijs dat het uitblijven van pollinatie-diensten ook de flora in de problemen brengt (o.a. Biesmeijer et al., 2006). De achteruitgang van bestuivers is goed gedocumenteerd bij honingbijen. Johansen schreef 35 jaar geleden (Johansen 1977) reeds in zijn overzichtsartikel "*Many trends in modern agriculture have led to a vicious circle of increasing pollination requirements and increasing dependency of beekeepers on insecticide-contaminated bee pasturage. Bee poisoning has become the number one problem for beekeepers on a worldwide scale*". De achteruitgang van bijen is aldus geen nieuw fenomeen. De zogenaamde verdwijnziekte van honingbijen ("Colony Collapse Disorder") vindt haar oorzaak waarschijnlijk in een complexe interactie van factoren waarvan de volgende drie zeker belangrijk zijn: landschapsintensivering, pesticiden en parasieten/pathogenen. Deze worden kort uitvergroet (o.a. Ratnieks & Carreck 2010).

1.1 Intensivering van het landschap

De intensivering en schaalvergroting van landbouw heeft geleid tot een afname van overhoekjes met wilde planten en het verdwijnen van kleine landschapselementen en daaraan gekoppelde bloeiende planten. Spontane kruiden in bermen, langs hagen, onder fruitbomen in plantages, etc. worden/werden standaard bestreden met herbiciden, goede drachtplanten voor bijen die als "onkruid" worden gecatalogiseerd (bv. akkerdistel) worden actief bestreden, meidoornhagen in landbouwgebied worden zodanig geschoren worden dat ze niet bloeien, ... Een globale toename van stikstofdepositie als gevolg van industrie, uitstoot van fossiele brandstoffen, en intensieve landbouw heeft geleid tot een afname van kruidenrijke vegetaties. Gecombineerd met een verdere vermessing van wegbermen door inspoeling van meststoffen of mee bemesten ervan (kunstmest) in landbouwgebied gaat dit gepaard met een dominantie van grassen die weinig opleveren voor bestuivende insecten. Hoewel wegbermen feitelijk tot het openbaar domein behoren worden ze vaak mee in landbouwgebruik genomen. Gecombineerd met een vaak onaangepast bermbeheer (maaitijdstip, maaiselophoping, slibdepositie bij ruiming grachten, ...) heeft dit verder bijgedragen aan de afname van kruidenrijke randen. Daardoor is het voedselaanbod voor bestuivers dramatisch afgenomen. Tuinen daarentegen blijken in toenemende mate belangrijke eilandjes voor bestuivers in een intensief landschap, rijk aan biociden (o.a. Samnegård et al. 2011).

1.2 Biociden vroeger en nu

Sinds de jaren 1950 hebben kunstmest en pesticiden hun intrede op grote schaal gedaan in de landbouw. Hoewel ze meer en meer een specifieke werking hebben, met minder collaterale schade aan andere organismen, blijven vele biociden een plethora aan niet-doelorganismen aantasten. Reeds in de jaren 1950 werd gewaarschuwd voor het effect van insecticiden op bijenpopulaties en de effecten ervan op ecosysteemdiensten (zie Johansen 1977). De huidige generatie systemische insecticiden zoals neonicotinoiden worden geacht veel specifieker in te werken op herbivore insecten (die via vraat vergiftigd worden) maar recente studies tonen duidelijk ook negatieve effecten op bestuivers. Systemische insecticiden worden veelal niet gesproeid op gewassen, maar worden gebruikt om zaaigoed mee te behandelen. De ontwikkelende plant neemt het insecticide op in al zijn weefsels (inclusief meeldraden) en is toxisch voor plantenetende insecten, inclusief bestuivende insecten die nectar en stuifmeel verzamelen. Systemische insecticiden worden tegenwoordig op grote schaal gebruikt. In de Verenigde Staten wordt c. 60 miljoen hectare

gewassen behandeld met neo-nicotinoiden. Recente studies tonen duidelijk sterk negatieve effecten van neonicotinoiden op foerageergedrag en –efficiëntie bij hommels en bijen, zelfs bij zeer lage doses (Henry et al. 2012, Whitehorn et al. 2012). Het eten van gecontamineerd stuifmeel is niet direct dodelijk voor deze insecten, maar verlaagt wel hun foerageerefficiëntie en hun gedrag waardoor ze de weg naar het nest veel minder goed terugvinden dan normaal. Dit leidt tot lagere opbrengsten per voedselvlucht. Daarnaast leidt de opslag van stuifmeel en nectar tot een concentratie van pesticiden in het nest. De meeste pesticiden dragen bovendien ook bij tot een verlaagde immuniteit, wat insecten gevoeliger maakt voor parasieten en pathogenen (James en Xu 2012). Bijen die veelvuldig in contact komen met neonicotinoiden zijn bovendien veel gevoeliger voor parasieten zoals *Nosema* spp. (Alaux et al. 2010, Pettis et al. 2012). Dit wijst op een zeer belangrijke interactie tussen pathogenen en pesticiden, waardoor pesticiden zelfs bij zogenaamd veilige doses negatieve effecten kunnen hebben op non-targetorganismen. Imidacloprid (het meest gebruikte neonicotinoïde-insecticide) is naast een systemisch landbouwinsecticide ook een middel voor de bestrijding van termieten. De modus operandi van het insecticide (gecommercialiseerd onder de naam Premise 200SC), zo stelt producent Bayer in de betreffende begeleidende folder (http://www.elitepest.com.sg/brochure/Premise_200SC.pdf), dat dit zelfs bij lage doses het foerageergedrag aantast, het verzorgingsgedrag en hygiëne van de termieten blokkeert en leidt tot desoriëntatie. Deze interacties leiden tot een verzwakking van de termietenkolonie en een toename van pathogenen, waardoor de kolonie sterft. Net als termieten zijn bijen ook sociale insecten die sterk afhankelijk zijn van een strikte hygiëne om parasieten en pathogenen uit hun nesten te weren en een sterk oriëntatievermogen om voedsel en de weg naar het nest te vinden. Het cumulatieve bewijs dat neonicotinoiden zowel foerageergedrag bij bijen en hommels aantast (Henry et al. 2012, Whitehorn et al. 2012), als de resistentie tegen pathogenen vermindert (Alaux et al. 2010, Pettis et al. 2012) toont aan dat neonicotinoiden een negatieve invloed hebben op bijen.

1.3 Pathogenen, parasieten en interacties met andere stressoren

Antagonisten zoals pathogenen en parasieten zijn van alle tijden en zijn eigen aan alle ecosystemen. In recente jaren stelt men echter een toename van pathogenen van bijen toe, zoals de uitheemse Varroamijt, maar ook andere inheemse parasieten en pathogenen zijn in opmars. Net als bij veel invasieve soorten is het echter niet duidelijk of deze pathogenen en parasieten aan de basis liggen van het probleem, dan wel dat ze voornamelijk meesurfen op een golf van verlaagde immuniteit bij bijen als gevolg van het verminderde voedselaanbod en het gebruik van systemische pesticiden zoals neonicotinoiden (driver versus passenger model) (Didham et al. 2005, MacDougall en Turkington 2005). Ook is het mogelijk dat een parasiet als de Varroamijt onder normale condities geen zware effecten heeft op bijen, maar dat een interactie met pesticiden, zelfs bij lage concentraties of met een verminderd voedselaanbod (of alledrie), net voldoende is om de balans te doen kantelen van een mild tot stevig –maar niet dodelijk-effect op bijen naar een complete ineenstorting. Veranderingen in natuurlijke systemen gebeuren wel vaker abrupt via alternatief stabiele evenwichten en zonder een à priori waarneembare waarschuwing (Scheffer et al. 2001, Scheffer et al. 2009, Scheffer 2010). De algemene achteruitgang van wilde bestuivers parallel met de achteruitgang van honingbijen (Biesmeijer et al. 2006) geeft aan dat soortspecifieke parasieten zoals de Varroamijt niet dé enige of voornaamste oorzaak zijn van de achteruitgang van honingbijen: nagenoeg alle bestuivende Apidae (bijen en hommels, inclusief solitaire soorten) gaan erop achteruit. Dit wijst op een veel breder effect. Interacties tussen pathogenen/parasieten en pesticiden verdienen zeker extra aandacht in het geheel van de verdwijnsiekte.

De interactie tussen meerdere factoren leidt waarschijnlijk tot sterkere afnames dan verwacht door de som van de verschillende factoren op zich. Daardoor is het essentieel om maatregelen om bijen en andere bestuivers te helpen zeer duidelijk in deze veelledige context te plaatsen.

2 Biodiversiteit van planten en bestuivers

In dit rapport gaan we niet verder in op de oorzaken en mechanismen van de achteruitgang van bijen en andere bestuivers. Via een literatuuroverzicht gaan we na wat het belang is van bestuivende insecten en agrobiodiversiteit voor landbouw, welke maatregelen geschikt zijn om de bestuivende agrobiodiversiteit te verhogen, en hoe deze contextafhankelijk best ingepast worden.

We focussen op één welbepaalde vorm van mitigerende maatregelen: het gebruik van bloemenmengsels en zaadmengsels om bloemrijke akkerranden, bloemenweides, en bloemrijke tuinen te bekomen en zo het voedselaanbod te stimuleren.

De achterliggende motivatie van de vele vragen uit het beleid is gesitueerd in een verhoging van de lokale biodiversiteit enerzijds, en bijdragen tot een verbetering van de toestand van bijenpopulaties, anderzijds. Hoe kunnen we dus maatregelen nemen die een divers en verhoogd aanbod aan voedselbronnen geven voor nuttige insecten, en in het bijzonder bestuivende insecten en honingbijen. Speciale aandacht gaat naar de samenstelling en bruikbaarheid van zaadmengsels om deze doelstellingen te halen, en hoe deze idealiter inpassen in de ecologische context en ruimtelijke bestemming.

2.1 Het belang van bestuivende insecten en hun diversiteit

Het concept van ecosysteemdiensten heeft de laatste jaren zijn intrede gedaan in het natuurbeleid, en maakt duidelijk dat we als menselijke maatschappij de vele gratis diensten die natuurlijke processen en biodiversiteit ons leveren (=ecosysteemdiensten) moeten koesteren en zo optimaal mogelijk bewaren. Natuurlijke zuivering van afvalwater, bestuiving, zuurstofproductie, klimaatregulatie en koolstofopslag zijn maar enkele van de meest gekende ecosysteemdiensten. De ecosysteemdienst van bestuiving is enorm. Wereldwijd is 75% van de soorten landbouwgewassen afhankelijk van bestuiving door insecten. Globaal gezien staan deze gewassen in voor 35% van de voedselproductie (Klein et al. 2007). Intensivering van de landbouw bedreigt echter wilde bestuivers, hetgeen ook voor landbouwproductie zelf een bedreiging vormt via een destabilisering van de ecosysteemdiensten geleverd door bestuivende insecten (Klein et al. 2007, Winfree et al. 2011a, Winfree et al. 2011b).

2.2 Andere bestuivers in landbouw: bijzaak of niet?

Hoewel de honingbij traditioneel gezien wordt als de belangrijkste bestuiver van gewassen, tonen recente studies dat het aandeel van honingbijen op de totale pollinatiedienst wordt overschat terwijl het aandeel van wilde bestuivers wordt onderschat (Breeze et al. 2011, Garibaldi et al. 2011, Winfree et al. 2011a). Zelfs wanneer honingbijen abundant zijn, verhogen wilde bestuivers de bestuivingsgraad en vruchtzetting bij landbouwgewassen met c. 10-15 % (Garibaldi et al. 2011). Een analyse van de bestuivingsdienst in relatie tot de beschikbaarheid van honingbijen in het Verenigd Koninkrijk geeft aan dat honingbijen tegenwoordig maximaal 34% van de bestuiving van gewassen kunnen verzorgen ten opzichte van 70% in 1984, en dit ondanks een toename van 54% van het areaal insect-bestoven gewassen sinds 1984 (Breeze et al. 2011). Dit geeft ondubbelzinnig aan dat, noodgedwongen, de meerderheid van de bestuivingsdienst tegenwoordig door andere insecten wordt geleverd. Een gelijkaardige conclusie komt uit een exploratieve studie van Reemer & Kleijn (2010), die de aantallen wilde bijen, honingbijen en zweefvliegen vergeleek in 12 laagstamboomgaarden (appel en peer). De aanwezigheid van wilde bestuivers bovenop honingbijen leidt aldus tot een grote meeropbrengst voor landbouw, en staat haaks op bepaalde stellingen dat we geen nood hebben aan andere bestuivers dan de honingbij (Haring 2011). De betekenis van honingbijen voor de bestuiving van wilde plantensoorten is overigens ook nog grotendeels onbekend. Het is dus onbekend of honingbijen in staat zijn de bestuiversrol voor wilde planten over te nemen van verdwenen wilde bestuivers (Brugge et al., 1998). Het huidige onderzoek suggereert wel dat honingbijen als pollinatoren van wilde flora minder belangrijk zijn dan algemeen aangenomen.

Hoehn et al. (2008) benadrukken dat functionele biodiversiteit van bestuivende insecten landbouwopbrengsten kan verhogen via complementariteit van de bestuivingsdienst. Dit zogenaamde verzekeringsprincipe is een centraal aspect in de rol van biodiversiteit per sé voor tal van ecosysteemdiensten: meerdere soorten met een gelijkaardige functie oefenen ecosysteemdiensten efficiënter uit dan een kleiner aantal soorten (Isbell et al. 2011), en bij het wegvallen van enkele soorten buffert een hoge biodiversiteit dit verlies beter.

Hiermee willen we geenszins de belangrijke rol van honingbijen en de imkerij in haar geheel minimaliseren. We willen wel meegeven dat "wilde" bestuivers, door hun complementariteit ten opzichte van honingbijen, een zeer grote meerwaarde kunnen bieden aan landbouw en

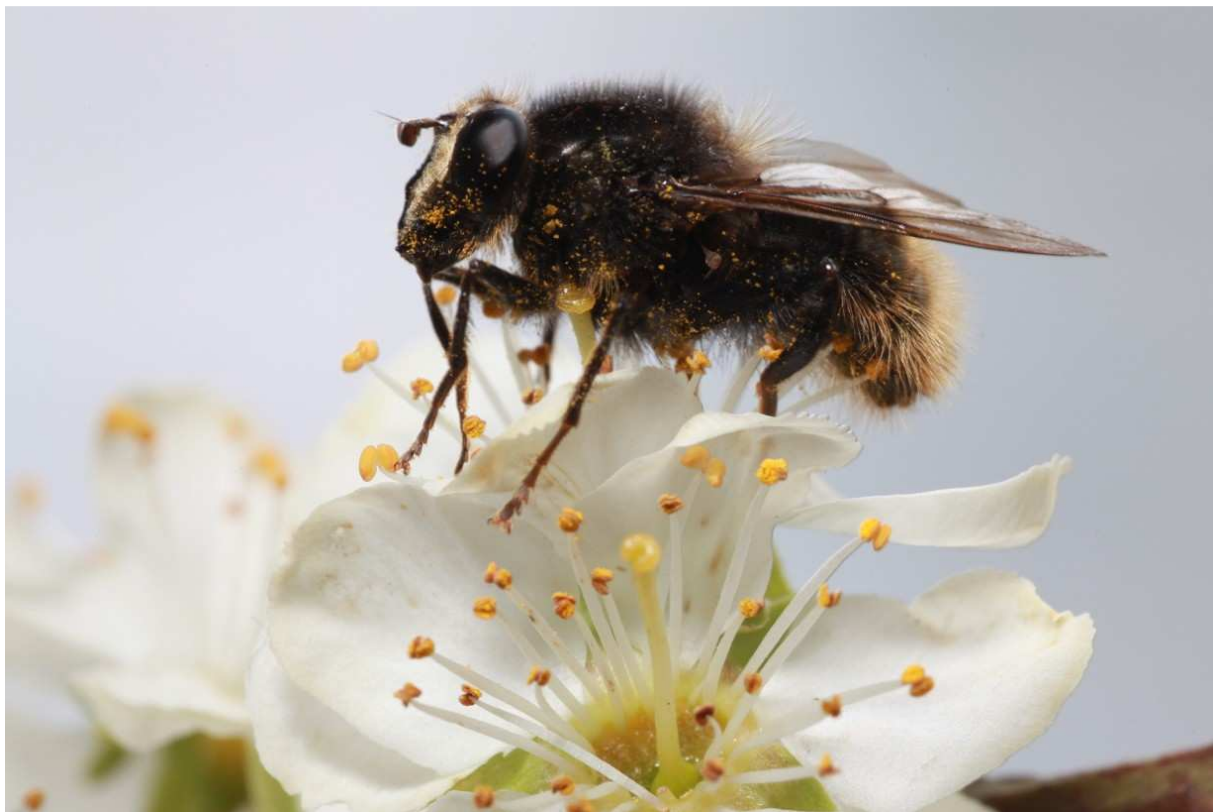
biodiversiteit. Bovenop die verzekeringsfunctie tonen bovenstaande studies ook dat een hoge biodiversiteit zorgt voor een grotere ecosysteemdienst dan een lage biodiversiteit, en dus voor een efficiëntere bestuiving (bv. Garibaldi et al. 2011).

Desalniettemin zijn honingbijen ten opzichte van wilde bijen met name in een versnipperd landbouwlandschap potentieel cruciaal, doordat hun actieradius (de afstand tussen foerageergebied en de bijenkast) vaak hoger is dan bij andere soorten bijen. Daardoor raken ook gewassen op percelen die te ver liggen van natuurlijke elementen voor de meeste bestuivers door honingbijen bestoven. Bovendien kan de relatie tussen habitatversnippering en aanwezigheid van honingbijen ontkoppeld worden door bijenkasten te brengen daar waar bestuiving nodig is. Merk op dat de imkerij zodoende een deel van de ecosysteemdienst die bestuivers normaliter leveren overnemen. De zogenaamde verdwijnsiekte toont echter aan dat een grote afhankelijkheid van honingbijen voor landbouw niet wenselijk is; een werkelijke complete ineenstorting van honingbijen zou in zo'n gevallen een economische catastrofe zijn. In de provincie Sichuan in China worden vele fruitboomgaarden tegenwoordig manueel door mensen bestoven, doordat nagenoeg alle bestuivers zijn verdwenen. Dit benadrukt dat een catastrofaal scenario van een complete ineenstorting van de gehele gemeenschap van bestuivers niet louter een illusie is.

2.3 Trends bij andere bestuivers

De algemene trendtoestand van andere bestuivende insecten is net als bij de Honingbij negatief, met doorwerkende negatieve effecten op de wilde planten die afhangen van deze bestuivers (Biesmeijer et al. 2006, Murray et al. 2009, Bommarco et al. 2012). Intussen is aangetoond dat neo-nicotinoiden op hommels ook een nefaste uitwerking hebben (Whitehorn et al. 2012), en ongepubliceerd werk van Jeffrey Pettis (US Department of Agriculture, Beltsville Maryland) geeft aan dat ook solitaire bijen hinder ondervinden (cit. loc. in Stokstad 2012). Ander onderzoek geeft aan dat neonicotinoiden zich ook via stuifmeel van windbestuivende gewassen zoals mais kan verspreiden over naburige percelen en zo bestuivers contamineert (Krupke et al. 2012). Een lichtpuntje is dat de soortenrijkdom van zweefvliegen in 10x10 km hokken er blijkbaar niet sterk op is achteruitgegaan, en dat er in Nederland zelfs een vooruitgang lijkt. Dit geldt dan vooral voor de reeds algemene, eurytope soorten (Biesmeijer et al. 2006). Hoewel dit voorzichtig moet geïnterpreteerd worden, omdat achteruitgang/vooruitgang vaak gebonden is aan de landschappelijke schaal waarop gemeten wordt, geeft dit een indicatie dat de bestuivingsdienst door zweefvliegen geleverd relatief stabiel is gebleven. Zweefvliegen, en zeker de migrerende soorten (Reemer et al. 2009) hebben ook een grote range en kunnen potentieel in versnipperde landschappen een belangrijk aandeel hebben in bestuiving van gewassen, maar de rol van zweefvliegen in bestuivingsdiensten is relatief weinig onderzocht. De enkele studies die dit doen, tonen aan dat zweefvliegen een belangrijke component kunnen zijn bij bestuiving van gewassen (Larson et al. 2001, Fontaine et al. 2005, Reemer en Kleijn 2010, Winfree et al. 2011a, Jauker et al. 2012).

Maatregelen die de ecosysteemdienst van bestuiving pogen te versterken zouden dan idealiter geschikt zijn voor een brede waaier aan bestuivers, en zich niet uitsluitend richten op honingbijen. Dit geldt des te meer voor de bestuiving van inheemse flora, waarmee wilde bestuivers door co-evolutie een dikwijls gespecialiseerde relatie onderhouden. Een goede voorbeeld hiervan zijn de vele langtongige hommelssoorten die gespecialiseerd zijn om dieper liggende nectar en stuifmeel te exploiteren en het vermogen van hommels tot zgn. "buzz pollinatie", waarbij met behulp van trillingen van de vliegspieren stuifmeel van de helmhokken kan geschud worden (Goulson, 2003). Dergelijke plantensoorten worden niet of nauwelijks bestoven door honingbijen die vooral door massaal bloeiende drachtplanten aangetrokken worden en waarvan de zeer grote en langlevende kolonies hun dwingen tot een opportunistische manier van voedsel vergaren en specifieke adaptaties aan bepaalde plantensoorten beletten (Dijkstra & Kwak 2007; Westerkamp, 1991, zie ook INBO.A.2008.219). Uit onderzoek blijkt ook dat om allerlei redenen gespecialiseerde bestuivers het slechter doen.



Figuur 1. Deze hommelmoudzwever (zweefvliegen: *Criorhina ranunculi*) bestuift een pruimelaar (*Prunus domestica* "Reine Claude Crottée") en draagt duizenden stuifmeelkorrels met zich mee. Foto: Joachim Mergeay

2.4 Landbouw, economie, biodiversiteit en bestuiving

Bovenstaande overzicht toont dat landbouw een hoge verantwoordelijkheid draagt om de bestuivingsdienst waarvan ze zelf afhangt niet verder te ondergraven en dus actief maatregelen te nemen om agrobiodiversiteit te bevorderen (D' Haene et al. 2010). Verschillende recente studies onderstrepen het belang van agrobiodiversiteit voor stabiele bestuivingsdiensten. Carvalheiro et al. (2011) toonden aan dat het tolereren van ruderales onkruiden langs en tussen landbouwpercelen de productiviteit bij zonnebloemen verhoogt via een verhoging van de densiteit aan bestuivende insecten, met name honingbijen. Garibaldi et al. (2011) toonden aan dat de bestuiving en vruchtzetting toeneemt naarmate landbouwpercelen dichter bij natuurgebieden gelegen zijn, zelfs wanneer honingbijen abundant zijn. Deze studie onderstreept ook de gevoeligheid van veel wilde bestuivers voor habitatversnippering en schaalvergroting in de landbouw: zelfs op afstanden van minder dan 1 km van natuurlijke elementen is de stabiliteit van bestuivingsdiensten al duidelijk lager, los van de aanwezigheid van honingbijen. Ook Holzschuh et al. (2010) geven weer dat intensivering en schaalvergroting een nefaste impact hebben op de diversiteit aan bestuivers en andere nuttige insecten) en zodoende de ecosysteemdiensten reduceren.

Een van de meest aangewende maatregelen om wilde bestuivers te promoten is om natuurlijke of halfnatuurlijke elementen terug te integreren in landbouwgebied, een zogenaamde groene dooradering. Zo'n groene dooradering moet niet enkel zorgen voor een toename van voedselplanten voor bestuivers, maar levert idealiter ook nestgelegenheid en andere noden om de levenscyclus te vervolledigen (= habitat) voor een zo divers scala aan wilde bestuivers. Anders komt dit enkel soorten ten goede met een grote actieradius, of (gecultiveerde) soorten waarvan de actieradius kunstmatig via kasten kan worden vergroot (honingbijen, bepaalde hommels). Op zijn beurt maximaliseert dit niet de potentiële bestuivingsdienst.

Simulaties van Keitt (2009) geven aan dat de optimale ecosysteemdienst van bestuiving via groene dooradering wordt bekomen op landschapsschaal wanneer de gemiddelde afstand tussen groene elementen (hagen, houtkanten, kruidenranden, bloemenweides, ...) gelijk is aan de gemiddelde foerageerafstand van de betreffende bestuivers. Omdat vele soorten slechts een kleine actieradius hebben (enkele tientallen tot honderden meters) hangt deze afstand af van de aanwezige bestuivers die men wil aantrekken en een dienst laten uitvoeren. De optimale hoeveelheid groene dooradering voor landbouwproductie werd door Keitt (2009) gevonden bij c. 17%. Dat wil zeggen dat de totale netto-opbrengst van insectbestoven gewassen maximaal is wanneer 17% van het areaal wordt gebruikt voor groene dooradering. Dit moet voorzichtig geïnterpreteerd worden, omdat het model tal van parameters (zoals diversiteit van bestuivers) niet in rekening brengt. Maar het legt wel bloot dat landbouw baat heeft bij een stevige groene dooradering. Brosi et al. (2008) kwamen tot gelijkaardige conclusies (c. 20% areaal behouden voor natuurlijke elementen), en wijzen bovendien op de nood aan zowel grote groene elementen (reservoirs van bestuivers in natuurgebieden) en kleine groene landschapselementen om de bestuivers naar de gewassen te geleiden. Dit is omdat de kleine elementen op zich vaak onvoldoende groot zijn om leefbare populaties van bestuivers te onderhouden. Daarom is er nood aan een verweving van kleine en grotere natuurlijke elementen waar kernpopulaties van bestuivers kunnen leven. Hoewel dit tegen de huidige tendens van scheiden van ruimtelijke bestemmingen gaat, lijkt een sterke verweving van landbouw en natuur althans voor landbouw noodzakelijk. Maar ook voor natuur kunnen zo de nodige verbindingen tussen natuurgebieden mogelijk gerealiseerd worden, om zo de negatieve effecten van habitatfragmentatie te mitigeren.

Deze cijfers impliceren niet dat 20% van het landbouwareaal moet geconverteerd worden naar natuurgebied; dit zou enkel zijn indien alle landbouw zich in één blok zou situeren zonder enige andere landgebruiksvorm. In realiteit is, zeker in Vlaanderen, landbouw al enigszins verweven met andere vormen van landgebruik en -bestemming. Naast een effectieve vergroening van de landbouwruimte (o.a. via het Gemeenschappelijke LandbouwBeleid -GLB- dat zeven procent ecologisch focusgebied voorstelt; zie ook (Van Doorn et al.)) zou een bestuivingsvriendelijke inrichting van zones met een overig landgebruik (natuur, bosbouw, tuinen, industrie en ruderaal terreinen, wegbermen, openbaar groen ...) landbouw en biodiversiteit ten goede komen.

3 Zaadmengsels in de praktijk

In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de diversiteit aan zaadmengsels, en de criteria waaraan zaadmengsels zouden moeten voldoen voor gebruik onder verschillende lokale en regionale condities, met extra aandacht aan de oorsprong van zaden.

3.1 begrippen

De vlag van "zaadmengsels" kan vele ladingen dekken. In de literatuur worden hieronder meerdere types mengsels verstaan: dit kan gaan van uitsluitend zaden van kruidachtige planten ("bloemenzaden") tot uitsluitend zaden van grassen en schijngrassen en alles daartussen. Binnen de bloemenmengsels worden mengsels verkocht die zich al dan niet specifiek richten op bepaalde insectengroepen (bv. honingbijen en hommels) en die bestaan uit uitsluitend inheemse plantensoorten of een combinatie van inheemse planten en cultuurplanten (cultivars van inheemse en uitheemse planten). We verwijzen hierbij ter inspiratie ook graag naar de zeer toegankelijke publicaties van Koster (2000,2007) en Koster *et al.* (2004). Het meest gekende zaadmengsel dat commercieel op grote schaal wordt verkocht is het Tübingermengsel, dat zich specifiek richt op honingbijen in landbouwgebieden, en dat bestaat uit een mengeling van inheems en uitheemse soorten. Deze uitheemse soorten worden reeds langer gebruikt als groenbemester, zoals Phacelia. Er bestaan ook tal van andere gecommercialiseerde mengsels (floramengsel, wildweide, wildakker, akkerrand, bosplantsoen, ...) , die zich niet uitsluitend richten op insecten of groenbemesting, maar bv. in het geval van wildakkers of wildweides gericht zijn op het bevorderen van jachtwild. Wildakkers worden ingezaaid met een divers mengsel éénjarige en meerjarige kruiden, grassen en knolgewassen, als dekking en wintervoedsel voor kleinwild en ree.

De productie van zaden is een arbeidsintensief proces. Zaadmengsels zijn dan ook relatief duur en men kan bij de keuze ervan rekening te houden met de 'opbrengst' in termen van (gewenste) biodiversiteit. Carvell et al. (2006) vergeleken tijdens een driejarige studie bijvoorbeeld de voedselwaarde van zaadmengsels die in Groot-Brittannië gebruikt worden om perceelsranden in te zaaien in het kader van de beheerovereenkomsten (UK Environmental Stewardship Scheme) voor hommels. Ze vergeleken daarbij mengsels met eenjarige, meerjarige en beide categorieën plantensoorten. Bloembezoek door verschillende hommelssoorten werd bekeken, en ook de pollen load van de hommels werd gecontroleerd. Hommels met lange tongen hadden een voorkeur voor mengsels met overblijvende soorten (met een overwicht aan rode klaver *Trifolium pratense*), terwijl de korttongige soorten en honingbijen veeleer het eenjarige mengsel met dominantie van komkommerkruid *Borago officinalis* verkozen. De auteurs benadrukken het belang van een goede keuze van het in te zaaien mengsel, dat fenologisch en qua samenstelling beter kan afgestemd worden op inheemse bestuivers in het landbouwgebied. Ze wijzen erop dat in eenjarigemengsels vaak één of enkele soorten, zoals phacelia of *Borago officinalis* alle bloembezoek krijgen en bijkomende eenjarigen in de mengsels in dergelijke gevallen weinig bijdragen aan bestuivers. Dit dient wel enigszins genuanceerd te worden want deze mengsels zijn vaak wel interessant voor zaadetende akkervogels als wintervoedsel. Opvallende conclusie uit dit onderzoek: de relatieve waarde van een mengsel bestaande uit acht soorten grassen en kruiden versus een soortenrijker mengsel met 23 soorten was niet verschillend. Dit wijst erop dat soortenrijkere (en dus onvermijdelijk ook duurdere) mengsels niet altijd een groter scala aan bestuivers dienen. Als algemene richtlijn geven ze mee dat het gebruik van mengsels met overblijvende soorten zoals rode klaver, aangevuld met enkele schermbloemigen (vb. wilde peen) en asteraceae (vb. ruige leeuwetand, knoopkruid) van groot belang is voor een brede range aan bestuivers.

3.2 Inzaaien: effecten en methodes

Het inzaaien van de zogenaamde "overige ruimte", bovenop akkerranden, is een mogelijkheid om agrobiodiversiteit en de diversiteit aan bestuivers een duw in de rug te geven. Een recent literatuuroverzicht toont aan dat dit inderdaad positieve effecten heeft op bestuivende insecten (Haaland et al. 2011). Deze overzichtsstudie geeft aan dat de diversiteit en densiteit van insecten doorgaans als volgt reageert: geen inspanning < braaklegging (spontane herkolonisatie) = grasmengsels < bloemenmengsels. Voor honingbijen en hommels zijn bovendien specifieke nectar- en pollenmengsels aantrekkelijker dan "normale" bloemenmengsels. Bepaalde hommelssoorten reageren zeer positief op mengsels van verschillende klaversoorten. Voor solitaire bijen lijken wilde bloemenmengsels echter interessanter dan klavermengsels en speciale bijenmengsels (resultaten Proclam-experiment Pieter Verdonckt, 2010). Voorts lijken oudere bloemenweides een hogere diversiteit aan insecten te kennen dan jongere bij eenzelfde densiteit aan bloemen (Haaland et al. 2011).

Doorgaans nemen vooral reeds algemene soorten toe, terwijl zeldzame soorten insecten veel minder profiteren van dit type maatregelen (Haaland et al. 2011). Dit is waarschijnlijk omdat zeldzame soorten veelal habitatspecialisten zijn met veel strengere eisen voor hun leefomgeving, inclusief een afhankelijkheid van specifieke waardplanten. Doorgaans ziet men wel dat soortenrijke mengsels een diversere gemeenschap van bestuivers aantrekken, en gedurende een langere tijd (Carvell et al. 2007, Pywell et al. 2011). Een grote spreiding van de bloeitijd is bovendien essentieel om lokale populaties van bestuivers ook na de bloei van landbouwgewassen van voedsel te voorzien. Meer soortenrijke mengsels hebben doorgaans ook een grotere spreiding van de bloei en zijn daardoor doorgaans interessanter voor een breed gamma aan bestuivers.

Naast de samenstelling van de mengsels geven Carvell et al. (2007) aan dat een temporele spreiding van het maairegime (gefaseerd maaien) een positief effect heeft, doordat dit de spreiding van de bloei ook vergroot eerder dan een sterk bimodale piek in bloeitijdstip (eerste bloei, tweede bloei) te kennen.

Grosso modo zijn er vier manieren om via planten een hogere diversiteit van bestuivers te bekomen, telkens in combinatie met een aangepast beheer van de groene elementen. Omdat inzaaien op zich een kostelijke zaak is (aankoop van zaden, grondbewerking, zaaibedbereiding, ...) is een beter inzicht in de kosten en baten van de verschillende scenario's interessant, zowel voor

de biodiversiteit van de lokale planten- en insectengemeenschap, als voor de baten voor landbouw zelf. Momenteel loopt er een MINA-project uitgevoerd door Natuurpunt Studie (ism UGent en Imkersbond) "Landschap zonder bijen of bijzonder landschap" dat landschappen met/zonder kleine landschapselementen en/of al dan niet ingezaaide akkerranden wil vergelijken wat betreft toegevoegde waarde voor wilde bijen. In het project zit ook vergelijking van enkele bestaande zaadmengsels, een werk dat al werd aangevat door Proclam (heden Inagro), maar in dit project wordt de aanpak verdergezet en uitgebreid. Uiteindelijk moet hieruit de opmaak van een afwegingskader voor gebruik (spontane ontwikkeling, opvoeren maaisel, gebruik specifieke mengsels ifv bodemsamenstelling) en samenstelling van zaadmengsels voortvloeien. In dit rapport wordt enkel kort ingegaan op vier mogelijke acties.

3.2.1 Niet inzaaien, en rekenen op spontane herkolonisatie

Vele bermen of akkerranden bezitten een substantiële zaadbank van waaruit ruderaal planten kunnen kiemen. Het snel opkomen van soorten als Kamille, Paardebloem, Witte klaver, Bijvoet, Klaprozen, Liggende muur, Zandraket ... bij braaklegging van akkers geeft aan dat hier een potentieel is voor spontane kolonisatieprocessen. Een aangepast beheer van zulke stroken kan aldus op relatief korte termijn en goedkoop leiden tot een meerwaarde voor biodiversiteit (bv. (Carvalho et al. 2011)). Figuur 2 geeft een sterk voorbeeld. Deze werkwijze leunt sterk aan bij het typische maaibeheer van hooilanden in natuurgebieden, doordat het louter steunt op natuurlijke processen aangevuld met een verschrallingsbeheer. Deze maatregel is ook van toepassing in de meeste wegbermen. Doordat verkeer kan zorgen voor een snelle en efficiënte verspreiding van zaden van vele plantensoorten is inzaaien vaak niet nodig; een aangepast maaibeheer kan vaak volstaan om een bloemenrijke berm te verkrijgen.

3.2.2 Eénmalig inzaaien en/of aanplanten

In bepaalde gevallen is het wenselijk om spontane processen van kolonisatie te versnellen, bv. daar waar snelle bodemstabilisatie essentieel is, of waar op veel kortere termijn een duidelijk effect wenselijk is (bv bij opgebrachte kale grond). Ook voor zogenaamde instandhoudingsdoelen is éénmalig inzaaien mogelijk/wenselijk wanneer de kans klein is dat de doelsoorten via spontane processen koloniseren. In dit geval wordt bij voorkeur gewerkt met lokale bronpopulaties (cfr infra). Via inzaaien wordt dispersielimitatie (bv. door feitelijke isolatie van bronpopulaties en een gebrek aan vectoren, bv. grote grazers die inwendig en uitwendig zaden meedragen) van gewenste soorten opgeheven, waarna men met een aangepast beheer een verdere spontane evolutie van de vegetatie kan sturen in de gewenste richting.

Deze werkwijze zal in de eerste plaats gericht zijn op herstel van de biodiversiteit van planten, en daardoor onrechtstreeks op andere organismen zoals bestuivende insecten. Deze werkwijze is gericht op ruimtelijke gebruiksvormen die in sterke interactie staan met natuurlijke plantengemeenschappen (omvorming van akkerpercelen of akkerranden naar halfnatuurlijke graslanden, al dan niet tijdelijk, aanleg van bermen en rotondes, ...), en waar een recurrente investering in zaaigoed, zaaibedbereiding etcetera niet wenselijk is.

De afstemming tussen het zaadmengsel en de lokale biotische en abiotische condities moet optimaal zijn om zo min mogelijk beheerkosten te hebben en een maximale realisatie te verkrijgen van de gewenste biologische samenstelling. Het inzaaien kan gebeuren door maaisel van lokale plantengemeenschappen in te brengen, of door een kant-en-klaar zaadmengsel afgestemd op de heersende condities te gebruiken. De eerste situatie, waarbij men zaad inoculeert uit naburig gebied(en) bootst veel beter natuurlijke processen na dan het letterlijk inzaaien van zaden. Met inoculeren wordt bedoeld dat niet de gehele oppervlakte dekkend wordt ingezaaid, maar slechts een beperkt oppervlak. Jongepierová et al. (2007) geven een voorbeeld van herstel van natuurlijke graslanden via opbrengen van maaisel in stroken en verder spontaan herstel van biodiversiteit. Zo laat men spontane kolonisatie toe vanuit het punt van introductie (Figuur 3).

3.2.3 Meerjaarlijks inzaaien van zaadmengsels van meerjarige planten

Wanneer men kan rekenen op spontane processen kan dit veel beheerkosten besparen. Op zeer voedselrijke bodems (bv. akkerranden) neemt doorgaans het aandeel grassen toe met de tijd ten

nadele van bloemen die interessanter zijn voor bestuivers. Wanneer een verschraving via maaibeheer niet haalbaar is (bv. door inspoeling van nutriënten uit mest) is recurrent inzaaien (elke 3-5 jaar) efficiënter. Bij deze methode wordt niet sterk gerekend op lokale vermeerdering via zaad, doordat de plantengemeenschap per definitie onstabiel is (door een mismatch met lokale condities). Na enkele jaren wordt het proces noodgedwongen weer heropgestart van nul. Deze praktijk is vooral nuttig in zeer voedselrijke percelen waar stabiele kruidenrijke gemeenschappen moeilijk te realiseren zijn door competitie met grassen. De afstemming van het zaadmengsel aan de lokale biotische en abiotische condities is aldus minder belangrijk. Deze optie zorgt niet voor lokale aanpassing van de vegetatie aan de heersende condities, en kan leiden tot een mismatch van de vegetatie met eventuele organismen die aangetrokken worden door de vegetatie. Dit heeft het nadeel dat de vegetatie een *ecologische val* kan zijn voor bepaalde organismen. De vegetatie en bodem kan echter voor bepaalde organismen volstaan als semipermanent structureel habitat.



Figuur 2. Spontaan ontwikkelde bloemenrijke bermvegetatie in het Bijgaardenpark in Gent. Foto: Evelyn Fiers.

3.2.4 Jaarlijks inzaaien bij zaadmengsels van éénjarigen

Jaarlijks wordt de bodem terug voorbereid en ingezaaid. Er wordt niet gerekend op lokale vermeerdering via zaad. De afstemming met de lokale biotische en abiotische condities is minder belangrijk. Er wordt echter ook geen permanent structureel habitat voor insecten gevormd. Deze maatregel is echter wel interessant bij een roterende braaklegging van akkers (of akkerranden), of bij zeer tijdelijke natuur.



Figuur 3. Detail van een voormalige paardenweide in een verlaten halfstamboomgaard in Kortenaken, afgezoomd door een brede haag. De weide is éénmalig geïnoculeerd twee jaren voordien met een regionale herkomst van Grote ratelaar (*Rhinantus angustifolius*) en heeft een spontane uitbreiding gekend van Margriet (*Leucanthemum vulgare*), Knoopkruid (*Centaurea jacea*, nog niet in bloei), gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*) en c. 30 andere kruiden. De weide wordt gemaaid midden juli en krijgt een tweede snede eind oktober. Foto: Joachim Mergeay

3.3 Oorsprong

Het is essentieel dat men weet wat men inzaait. Tal van invasieve uitheemse planten en dieren hebben zich als gevolg van onwetendheid van consumenten reeds gevestigd, en dit is vaak mee te wijten aan een gebrek aan duidelijke naamgeving en herkomstvermelding. Een knelpunt is dat de inhoud van de zaadmengsels (soortensamenstelling) noch de herkomst van de zaden altijd goed aangeduid is op de verpakking, of de koper niet op de hoogte gesteld wordt van de status van de plantensoort (inheems, ingeburgerd, uitheems, uitheems en invasief, ...). Bovendien wordt de soortechtheid (zit de juiste soort in de verpakking?) niet steeds gegarandeerd of wordt door de verdeler zelf op de verpakking gewag gemaakt van streekeigen materiaal terwijl de soortenlijst duidelijk anders aantoont.

Bepaalde leveranciers, beroepsorganisaties en overheden hebben hier reeds aandacht voor, onder meer via een ondertekening van de gedragscode invasieve planten (AlterIAS; alternatieven voor invasieve uitheemse plantensoorten; zie <http://www.alterias.be/nl/wat-kunnen-wij-bijdragen/gedragscode-invasieve-planten>). Dit richt zich echter grotendeels op het vermijden van het gebruik van gekende invasieve soorten. Een éénduidige vermelding van de exacte samenstelling alsook de herkomst (lokaliteit of regio) is aangewezen voor mengsels die verdeeld worden of aangeboden worden voor herstel van biodiversiteit, zowel voor particulieren in tuinen, als voor groendienst en landbouwers. Meerdere leveranciers geven duidelijke informatie over de status van de soort (inheems of niet) en of er rekening gehouden wordt met de regio van herkomst van zaaigoed (Tabel 1). De consument/verdeler kan ook zelf het oorsprongsgebied en/of inheems karakter van zaadmengsel controleren via eenvoudige online zoekacties in Florabank (<http://flora.inbo.be>) of in de Catalogus van neofieten in België (<http://alienplantsbelgium.be/>).

3.3.1 Lokale/regionale herkomst

Een centrale vraag bij het gebruik van zaadmengsels voor bloemenrijke randen, bermen, openbaar groen, tuinen, etc. heeft betrekking op de samenstelling en of die al dan niet inheems is.

Dit geldt zowel op niveau van de soorten (is de soort inheems of niet?) als op niveau van genetische varianten binnen een inheemse soort; de soort kan weliswaar inheems zijn, maar het zaad kan afkomstig zijn van elders uit het verspreidingsgebied waar andere selectiefactoren heersen (bv. klimaat, bodem, ...), van populaties met andere eigenschappen, of zelfs afkomstig zijn van tuinbouwvariëteiten (cultivars). Vele kruidachtige inheemse soorten hebben een verspreidingsgebied dat zich uitstrekt over de gehele Palearctis (de gematigde delen van Eurazië) en het is daarom relevant om te weten of je zaaigoed afkomstig is uit de buurt/regio, dan wel ingezameld werden op de steppes van bv. Kazachstan of afkomstig is van een cultivar.

Ingezaaide planten staan uiteraard niet alleen in hun lokale en regionale milieu; ze interageren met andere planten en dieren, en moeten daardoor ook in hun functioneel-ecologische context beschouwd worden. Die context hangt af van het specifieke doel van het zaadmengsel en van de locatie van het in te zaaien perceel en de potentiële interacties met wilde soorten planten, dieren en andere organismen.

Als algemene vuistregel voor het gebruik van inheemse soorten en autochtoon materiaal kan men stellen dat hoe natuurlijker en permanenter de ruimtelijke inplanting/bestemming is van het groenelement, hoe interessanter en belangrijker het wordt om inheems en autochtoon zaai/plantgoed te gebruiken en een goede ecologische afstemming van het zaadmengsel op de lokale en regionale condities te bekomen. Stadstuinen, bijvoorbeeld, zullen minder vaak via uitwisseling van zaad en stuifmeel in direct contact staan met wilde planten dan wegbermen die zelf begroeid zijn met wilde planten. Bovendien hebben tuinen doorgaans als criterium veel minder dat het duurzaam (in de tijd) en onderhoudsarm moet zijn.

Toch kunnen ook tuinen belangrijke stapstenen vormen voor genetische verbondenheid van inheemse planten. Wanneer tuinen met inheemse soorten ingezaaid worden, kunnen ze zo een positieve invloed uitoefenen op de duurzaamheid van natuurlijke populaties van planten, en op die manier biodiversiteit en de interacties tussen planten en bestuivers bevorderen. Het gebruik van inheemse planten van autochtone herkomst in tuinen kan daardoor ook een positieve invloed op regionale biodiversiteit binnen en tussen soorten hebben. De keuze voor inheems en autochtoon ligt uiteraard volledig bij de klant, maar die mag evenwel ook op de hoogte gebracht worden van de pro's en contra's van verschillende strategieën.

3.3.2 Herkomst van zaai- en plantgoed: herkomstgebieden

Bij aanplantingen van bomen en struiken wordt tegenwoordig extra aandacht besteed aan het gebruik van gecertificeerd inheems materiaal uit erkende herkomstgebieden (bv. "Plant van Hier"). Het behoud van het genetisch patrimonium (regio-specifieke genetische diversiteit) maakt intrinsiek deel uit van het behoud van biodiversiteit, en is verankerd in de biodiversiteitsdoelstellingen van door België geratificeerde conventies (bv. Rio De Janeiro, 1992; Nagoya 2011). De concrete invulling van regio-specifiek of andere termen als "autochtoon" is echter niet altijd duidelijk bepaald. Voor struiken en bomen zijn er weliswaar reeds zogenaamde herkomstgebieden afgebakend, die een basis zouden kunnen vormen voor kruidachtige planten. Deze regio's zijn (tenminste voor Vlaanderen) echter zodanig klein dat een aparte teelt van tientallen soorten grassen en kruiden praktisch niet haalbaar is. De huidige afbakening van herkomstgebieden is grotendeels gebaseerd op de afbakening van ecoregio's (Sevenant et al. 2002, Vander Mijnsbrugge et al. 2004) in combinatie met politieke grenzen (ze stoppen aan de grenzen van het Vlaams Gewest), zonder telkens te weten of dit ook effectief evolutionair relevante eenheden vertegenwoordigen voor de betrokken soorten. Momenteel wordt dit aspect (hoe lokaal/regionaal moet een herkomst zijn?) als testcase onderzocht voor twee houtige gewassen in een gezamenlijk project van KULeuven en INBO met steun van het IWT-Vlaanderen.

3.3.3 Lokale adaptatie en lokale co-adaptatie

Een extra principe achter het gebruik van herkomstgebieden is dat lokale genetische variëteiten ("genotypes") verwacht worden beter aangepast te zijn aan de lokale groeiomstandigheden enerzijds, en dat ook de andere soorten (bv. insecten) waarmee deze plant interageert aangepast zijn aan deze genotypes. Bepaalde onderzoeken tonen effectief aan dat een lokale oorsprong van struiken beter kan zijn (bv. (Jones et al. 2001), maar dit is niet noodzakelijk het geval (Smith et al. 2005). Bovendien kan focussen op inheemse herkomst per sé ook nefast zijn voor het potentieel tot adaptatie wanneer de genetische diversiteit van de erkende herkomstbronnen van waaruit zaad geoogst wordt te klein is (zie bv. (Broadhurst et al. 2008) voor een overzicht).

De effecten zijn echter niet louter beperkt tot de aangeplante soort: een recente studie op aanplantingen van helm *Ammophila arenaria* toont aan dat lokale genotypes geassocieerd zijn met een rijkere bodemfauna (via co-adaptatie van invertebraten aan de planten) en aldus beter zijn voor biodiversiteit (Vandeghechuchte et al. 2011). De sleedoornpage (*Thecla betulae*) is een vlinder waarvan de rupsen leven van de jonge blaadjes van de Sleedoorn (*Prunus spinosa*). Uit onderzoek blijkt dat de ontluiking van de eitjes sterk synchroon is met de ontluiking van de bladknoppen (Vries et al. 2011). Zuid-Europese varianten van de sleedoorn die aangeplant zijn in Noordwest-Europa echter, ontluiken vaak veel vroeger, waardoor de ontluiking van eitjes en blaadjes asynchroon is, en ze feitelijk als gastheerplant ongeschikt zijn. Deze planten kunnen aldus een ecologische val vormen voor de Sleedoornpage. Het gebruik van inheems regio-eigen materiaal minimaliseert het risico op een mismatch tussen soorten die interageren met aangeplante of ingezaaide soorten, en verhoogt de kans dat de lokale groeiomstandigheden gunstig zijn voor de in te zaaien/ of aan te planten soort.

3.3.4 Genetische vermenging en afbraak van lokale adaptatie

Een bijkomend argument om een willekeurige vermenging van genetische herkomsten te vermijden (en aldus te kiezen voor lokale/regionale zaadbronnen) is dat genetische uitwisseling kan leiden tot een slechtere aanpassing aan lokale omstandigheden (zie hieronder, en Broadhurst et al. 2008 voor een overzicht).

Het gebruik van uitheems materiaal kan leiden tot een genetische vermenging met inheemse natuurlijke populaties. Omdat men de effecten van zulke vermengingen op de toestand van inheemse populaties vaak niet à priori kan inschatten, is voorzichtigheid geboden, zeker wanneer het relatief zeldzame inheemse plantensoorten zijn en de abundantie van uitheemse varianten van die soorten groter is dan die van inheemse varianten.

Vermenging van populaties kan weliswaar leiden tot een verbreding van de genetische diversiteit, en dit laatste wordt doorgaans als een positieve eigenschap ervaren omdat daardoor de basis waarop natuurlijke selectie kan inwerken eveneens verbreed wordt. Daardoor neemt het aanpassingsvermogen van de populatie mogelijk toe. In een sterk veranderende wereld zijn dat essentiële kenmerken voor populaties van wilde planten. Door sterke versnippering van het habitat van vele plantensoorten is er tegenwoordig veel minder genetische uitwisseling tussen populaties, waardoor er ook veel minder nieuwe genetische variatie in populaties binnenkomt waarop selectie zou kunnen inwerken. Een beperkte vermenging van genetisch materiaal tussen populaties, zelfs uit sterk verschillende regio's, is dus niet noodzakelijk slecht; gunstige uitheemse varianten kunnen door selectie in de inheemse populatie toenemen, en adaptatie bevorderen. Ongunstige varianten, wanneer hun aandeel klein is, kunnen door selectie telkens weer verdwijnen uit inheemse populaties. Indien deze varianten echter in de meerderheid zijn, wat bij massaal gebruik van uitheems zaaigoed plausibel is, dan kan dit zorgen voor "genetic swamping" van de genetische diversiteit van inheemse populaties. Genetic swamping is een fenomeen waarbij de genetische variatie van één populatie verdund wordt in de genetische variatie van een andere populatie. Daardoor gaat de eigenheid van de lokale populaties verloren, inclusief de kenmerken die zorgen voor een goede aanpassing aan de lokale en regionale omstandigheden (bodemtype, vochtigheid, voedselrijkdom, klimaat, interacties met andere organismen, ...). Wanneer via inzaaien de toename van genetisch materiaal dat fitness van populaties verlaagt sneller is dan de snelheid waarmee natuurlijke selectie dit er kan uitfilteren (en positieve eigenschappen kan behouden)

ontstaat er lokale maladaptatie: de inheemse populatie doet het slechter dan zonder de vermenging (Urban et al. 2008).

Wanneer uitheemse genotypes recurrent worden ingezaaid (bv. bij éénjarigen jaarlijks, of bij meerjarige mengsels elke paar jaren), dan maakt een slechte adaptatie aan lokale en regionale condities niet uit, want natuurlijke selectie kan niet inwerken op deze populaties zoals bij inheemse populaties: ze worden immers niet verwacht zich lokaal voort te planten uit eigen zaad, want ze worden telkens vanuit ander zaaigoed opnieuw gesticht. Het maakt dus niet uit of ze al dan niet goed aangepast zijn aan lokale en regionale condities. Een slechte aanpassing aan lokale en regionale condities van een ingezaaide populatie, in combinatie met hoge mate van genetische uitwisseling (bv. stuifmeel dat via insecten van een grote uitheemse populatie naar een inheemse populatie word gebracht), kan daardoor in principe inheemse populaties minder goed aangepast maken aan hun milieu, en ze zelfs in een neerwaartse spiraal duwen. Hoewel we niet weten hoe vaak zoiets effectief gebeurt, stelt het voorzichtigheidsprincipe dat men zulke situaties beter vermijdt dan stimuleert. Bij cultivars van inheemse planten bestaat bijvoorbeeld het risico op inkruising van genen van cultivars in wilde populaties. Bijvoorbeeld de Korenbloem (*Centaurea cyanus*) is tegenwoordig zeldzamer als inheemse plant dan als ingezaaide cultivar met gevulde bloemen in tal van kleuren (gaande van spierwit tot donkerpaars). Los van de vaststelling dat gevulde bloemen doorgaans minder nectar bevatten en daardoor minder aantrekkelijk zijn voor bijen, is een verwildering van deze cultivargenen in natuurlijke populaties allesbehalve wenselijk.

4 Aanbod van kruiden voor biodiversiteitsmengsels en criteria

Zoals hierboven uitgelegd zijn voor kruiden nog geen herkomstgebieden afgebakend. Richtlijn 2010/60/EU van de Europese Commissie richt zich specifiek op de ontwikkeling en de ingebruikname van zaaizaadmengsels van inheemse en zelfs regionale oorsprong, met name wanneer deze zaaizaadmengsels gebruikt worden in functie van biodiversiteit en de instandhouding van het natuurlijk milieu (zogenaamde instandhoudingsmengsels). Deze mengsels moeten aan verschillende criteria voldoen, zoals voorzien zijn van een etiket met de correcte soortensamenstelling, en zo relevant, de ondersoorten, de regio van herkomst, de beoogde doelregio, ... Bovendien moet de inhoud van deze mengsels traceerbaar zijn doorheen het hele productieproces.

Hoewel het gebruik van instandhoudingsmengsels in Vlaanderen of elders in België nog niet (frequent?) voorkomt, is deze praktijk (inzaaien ten behoeve van behoud van zeldzame soorten en habitatten) al meer ingeburgerd in het Verenigd Koninkrijk, Nederland, Duitsland, Oostenrijk ... De teelt van zaden bedoeld voor bloemenmengsels van gecontroleerde herkomst is zeker in België nog zeer beperkt, maar gebeurt in Wallonië reeds op beperkte schaal (bv. ECOSEM). Inheemse mengsels die afgestemd zijn op de lokale ecologische condities kunnen bovendien door bepaalde leveranciers op maat gemaakt worden.

Een set van zaadleveranciers is in Tabel 1 opgenomen, met een overzicht van kenmerken relevant voor de hier gestelde vragen. Deze leveranciers zijn via een Google-zoekopdracht gevonden met één van de trefwoorden "bloemenmengsel, wildakker, bloemenrand, bijenmengsel, prairie fleuries, mélange fleurs, mélange abeilles" en zijn beperkt tot sites uit België, Nederland en N-Frankrijk (ten N van Tours-Dijon). Uit deze leveranciers zijn weerhouden diegene die op hun webpagina de samenstelling opgeven van de mengsels en die zich niet louter richten op particulieren.

4.1 Hoe regionaal is regionaal genoeg?

Op de vraag hoe groot de herkomstregio van kruiden mag zijn om nog te spreken van "regionale herkomst" is geen eenduidig antwoord. Vaak zijn standplaatscondities van verschillende populaties binnen één enkele regio al zo verschillend dat de variatie binnen een regio belangrijk kan zijn dan de variatie tussen regio's, en dat er ook binnen regio's belangrijke effecten kunnen zijn van lokale adaptatie. Wanneer redelijkerwijs kan worden aangenomen dat populaties minder dan 500 j. van elkaar geïsoleerd zijn lijkt het risico op fitnessverlies door vermenging (uitteelt-depressie) klein

(Frankham et al. 2011). Hoe zich dat concreet geografisch vertaalt naar populaties van wilde planten binnen West-Europa is echter niet eenduidig vast te stellen. Bij gebrek aan duidelijke criteria bestaat de veiligste manier van introduceren van zaden van wilde planten er waarschijnlijk in om zaden via maaisel uit naburige gebieden (met de gewenste soorten) te inoculeren; op die manier kan natuurlijke selectie autonoom inwerken op een inheems aanbod van regionaal aangepaste genotypes.

4.1.1 Fylogeografie als basis voor herkomst sensu lato?

Bij gebrek aan informatie omtrent verschillen in lokale/regionale adaptatie kan men liberaler te werk gaan, en werken met homogene fylogeografische groepen. De fylogeografie is de studie van de geografische verspreiding van genetische varianten doorheen tijd en ruimte. Ze reconstrueert bijvoorbeeld waar bepaalde soorten tijdens IJstijden teruggetrokken voorkwamen in zogenaamde "refugia", en reconstrueert de routes waarlangs herkolonisatie is gebeurd, en legt de resulterende genetische verwantschappen tussen populaties over een regio bloot. Men kan op basis daarvan zogenaamde evolutionair significante eenheden onderscheiden.

Doorgaans vindt men in Europa vier belangrijke Pleistocene refugia (<10 000 j geleden): Iberisch schiereiland, Italië, Balkan, Z-Kaukasus. In vele gevallen hebben populaties van soorten in NW-Europese een gemeenschappelijke fylogeografische oorsprong, afkomstig uit één maar soms uit meerdere pleistocene refugia (Avice 2001). Dit heeft, bijvoorbeeld, de basis gevormd voor de herkomstafbakening bij de Zomereik (*Quercus robur*) in Vlaanderen. Op basis van die vuistregel raad ik aan om regionale oorsprong van zaadmengsels nooit liberaler te interpreteren dan zijnde afkomstig van NW-Europa (UK, N-Frankrijk, Benelux, W-Duitsland, ...), en andere mengsels voor Vlaanderen als niet-autochtoon te beschouwen en aldus te weren uit zaadmengsels die gericht zijn op een permanente natuurlijke bestemming.

Tabel 1: overzicht van een selectie van bedrijven uit België en Nederland die zaadmengsels leveren, in alfabetische volgorde. Er wordt aangegeven hoeveel mengsels verkrijgbaar zijn (aantal gevonden op de webpagina op 20/04/2012), of er expliciet vermeld is op de webpagina of de mengsels inheems zijn, welke de regionale herkomst is van het zaad, wat het voornaamste doel is van de zaadmengsels, of er advies wordt gegeven bij ontwerp en planning van groene elementen, of er zaadmengsels op maat kunnen worden geleverd, en welke de specialiteit is van het betreffende bedrijf.

Bedrijf	aantal mengsels	inheems?	herkomst?	Doel	ontwerp en planning?	Op maat?	Specialisme
De Bolderik www.debolderik.net (Nederlands)	18 - op maat	Zowel inheemse als niet-inheemse mengsels.	Informatie over herkomst is op vraag beschikbaar.	Bestuivers, akkerranden, bloemenweiden, openbaar groen, agrobiodiversiteit, ...	Geen standaard advies. Mengsels zijn gericht op verschillende bodemcondities en klantvereisten	op vraag	kwekerij en verzendbedrijf van wildeplantenzaden en bloemenweidemengsels
Cruydhoeck www.cruydhoeck.nl (Nederlands)	13 - op maat	Bloemenmengsels bestaan uit inheemse planten, tenzij vermeld	zo mogelijk lokaal geoogst	Tuinen, parken, tijdelijke natuur, openbaar groen, agrobiodiversiteit, wegbermen. Gericht op professionele afnemers (gemeenten, bedrijven, ...)	geeft advies bij ontwerp en planning voor professionele afnemers	op vraag, vanaf 1000 g	kwekerij en verzendbedrijf van wildeplantenzaden en bloemenweidemengsels

Ecoflora www.ecoflora.be (Belgisch)	14	Zaden van individuele planten zijn gegarandeerd inheems waar vermeld; aangeduid welke soorten niet inheems zijn in mengsels indien van toepassing	zo mogelijk van lokale oorsprong; staat niet expliciet aangeduid bij zaadmengsels	Openbaar groen, tuinen, akkerranden, geïntegreerde fruitteelt, bloemenweides, insectenmengsels, groendaken, tegelvoegen, ...	Gericht op verschillende bodemtypes en	geen informatie	kwekerij van wilde planten en kruiden
Ecossem www.ecossem.be (Belgisch)	8 - op maat	Alle bloemenmengsels bestaan uitsluitend uit inheemse planten	Van gecontroleerde regionale oorsprong (België), tenzij expliciet vermeld	Tijdelijke natuur, natuurinrichting, openbaar groen, ... expliciet gericht op behoud van genetisch patrimonium van wilde inheemse planten.	Advies voor inplanting op vraag	op vraag	kwekerij van inheemse planten en kruiden
Jorion www.jorion.be (Belgisch)	c. 15	afhankelijk van mengsel zijn sommige mengsels uitsluitend inheems of vermengd met uitheemse soorten (bv. Phacelia).	Niet vermeld	Tuinen, akkerranden, perceelsrandenbeheer, agrobiodiversiteit, geïntegreerde teelt/natuurlijke plaagbestrijding, ...	Geen informatie	geen informatie	Leverancier van zaden en voor voornamelijk landbouwbedrijven
limagrain www.limagrain.be (Belgisch)	c. 18	afhankelijk van categorie tot hetwelk het mengsel behoort (A-E). staat expliciet vermeld per mengsel.	afhankelijk van categorie tot hetwelk het mengsel behoort (A-E). staat vermeld per mengsel.	Beheerovereenkomst en -agrobiodiversiteit (VLM, MAE), wildakkers, bijen, openbaar groen, bloemenweides, ...	Categorie (A-E) geeft aan voor welke bestemming geschikt is (tuinen, bebouwde kom, buiten bebouwde kom)	geen informatie	Leverancier voor landbouwbedrijven, openbare sector en particulieren

Medigran www.medigran.nl (Nederlands)	40 - op maat	Alle bloemenmengsels bestaan uitsluitend uit inheemse planten, tenzij expliciet vermeld.	Alle planten worden zo lokaal mogelijk ingezameld binnen de regio NW-Europa	Tijdelijke natuur, natuurinrichting, openbaar groen, agrobiodiversiteit... expliciet gericht op zo natuurlijk mogelijke samenstelling afgestemd op lokale en regionale condities (functioneel-ecologische context).	er wordt advies geleverd omtrent ideale samenstelling, zowel bij groenbeheer als natuurontwikkeling; zaadmengsels zijn samengesteld op basis van fyto-sociologische principes (i.e., natuurlijke plantengemeenschappen)	op vraag	kwekerij van wilde planten en kruiden
Pelgrum Vink Materialen www.pvmbv.com (Nederlands)	40	afhankelijk van mengsel	Niet vermeld	Agrobiodiversiteit (wildakkers, wildweides, akkerranden...), openbaar groen	afgestemd op grondsoort, waterhuishouding, omgeving en beheer	op vraag	Groothandel in planten en zaden

4.1.2 Afstemming op lokale en regionale condities

Vele leveranciers van zaadmengsels hebben mengsels die afgestemd zijn op specifieke standplaatscondities zoals bodemtype of vochtigheidsgehalte. Bovendien geven bepaalde producenten de gelegenheid om specifieke zaadmengsels op maat te laten maken voor grotere afnemers en met advies over de samenstelling van het mengsel voor specifieke condities.

Om informatie in te winnen omtrent de standplaatsvoorkeuren van planten kan gebruik gemaakt worden van het "Ecotopensysteem voor Nederland en Vlaanderen" (<http://www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen/>). Dit geeft per plantensoort de standplaatscondities aan wat betreft structureel vegetatietype (bos, grasland, ...), vochtigheid, zuurtegraad en voedselrijkdom. In totaal zijn zo c. 90 categorieën opgenomen. Voor het gemak is een digitaal addendum gemaakt aan dit rapport waarin uit een drop-down lijst het ecotoop kan gekozen worden dat meest aanleunt bij de lokale context van het in te zaaien perceel. Dit levert een selectie van plantensoorten op die potentieel geschikt zijn voor het bepaalde perceel. Bv. de selectie "grasland op droge matig voedselrijke bodem" levert een lijst van 76 planten op waaruit verder kan gekozen worden voor een specifiek zaadmengsel. (Dit document is ook te vinden op <http://www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen/downloads/SoortengroepenVL.xls>). Verdere ondersteuning en functionele inpassing kan gevonden worden in de digitaal beschikbare reeks rapporten, beschikbaar op de webpagina van het INBO "Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen" (http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=BIO_NT_start). De ruimtelijke spreiding (regionale context) van deze natuurtypes is intussen ook weergegeven in de Biologische Waarderingskaart van Vlaanderen (Vriens et al. 2011), terwijl de huidige en historische verspreiding van de individuele plantensoorten te vinden is in de Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest (Van Landuyt et al. 2006). Tezamen geven deze werken een afwegingskader om bepaalde soorten al dan niet te gebruiken in een klantgericht zaadmengsel.

Wat inpassing in ecoregio's of ecodistricten betreft maakten Sevenant et al. (2002) een gedetailleerde opsplitsing van 12 ecoregio's en 36 ecodistricten voor Vlaanderen. Van Landuyt et al. (2011) concluderen echter dat de grovere opsplitsing van Lambinon et al. (2004) in fyto geografische districten een betere weergave is van de reële verspreiding van plantengemeenschappen. Voorlopig zijn er geen leveranciers die specifieke mengsels maken die afgestemd zijn op soortensamenstelling en herkomst op basis van voor ecoregio's, ecodistricten of fyto geografische districten. De fyto geografische districten kunnen echter wel een basis vormen voor translocaties en opbrengen van maaisel van specifieke gebieden naar andere doelgebieden.

5 Inzaaien. En verder?

Inzaaien kan ervoor zorgen dat dispersielimitatie (het feit dat vele organismen niet (meer) geraken waar ze mogelijk horen als gevolg van habitatfragmentatie) opgeheven wordt, maar het biedt geen structurele, duurzame oplossing voor het probleem van biodiversiteit buiten natuurgebieden. Dezelfde processen die de biodiversiteit eerst hebben verlaagd zijn veelal nog steeds actief, en moeten dan ook omgekeerd worden (cfr supra). Zonder een doelgericht aangepast beheer en een afstemming op de lokale (bodemtype, vochtigheid, voedselrijkdom, ruimtelijke bestemming...) en regionale omstandigheden (functionele inpassing, interactie met andere populaties/ecosystemen) is inzaaien een tijdelijke oplossing en vaak een pleister, weliswaar een mooie, op een houten been. Inzaaien gaat aldus idealiter gepaard met inspanningen op andere vlakken, zoals een (maai)beheer dat gericht is op behoud en verdere ontwikkeling van de ingezaaide plantengemeenschap, en een landbouwpraktijk die optimaal gebruik maakt van gratis ecosysteemdiensten geleverd door planten en insecten.

Ter illustratie, Vlaanderen bezit duizenden kilometers aan wegbermen, met een enorm potentieel voor biodiversiteit van planten en insecten. Veelal wordt dit potentieel niet gerealiseerd door een bermbeheer dat onvoldoende rekening houdt met de ecosysteemdienst die het kan realiseren inzake biodiversiteit (instandhouding van natuur) en landbouw (bestuiving, natuurlijke pestcontrole, ...). Investeren in openbaar groen voor biodiversiteit moet daarom verder gaan dan het verdelen van zakjes zaad, inzaaien van rotondes of subsidiëren van private landeigenaars om akkerranden in te zaaien.

Vele wegbermen die grenzen aan landbouwpercelen worden jaarlijks mee in cultuur genomen (Fig.4). Het laten respecteren van de grenzen van het openbaar groen is alvast een stap in de goede richting. Naast een open communicatie met betrokken landbouwers is een eenvoudige strategie om bij het bermbeheer alle stroken die deel uitmaken van het openbaar domein effectief te maaien, zelfs als daar onrechtmatig landbouwgewassen op gecultiveerd worden. Een goede leidraad bermbeheer voor landbouwers is beschikbaar in de Inagro-brochure "Bescherm de berm. Tips voor een goed berm- en randbeheer"

<http://www.inagro.be/blogs/maatschappij/Lists/Foto%27s/Tips%20voor%20een%20goed%20berm-%20en%20randenbeheer.pdf>



Figuur 4. Wegberm in Tienen die volledig mee ingeploegd, ingezaaid met maïs, bemest en gespoten is met herbiciden. Het flesje linksonder geeft aan tot waar de feitelijke berm, behorend tot het openbaar domein, minstens hoort te komen. Foto: Joachim Mergeay

Daarnaast is er aandacht nodig voor de afstemming van het maaitijdstip op de bloei van de in de berm (of andere inplaatsing) aanwezige of gewenste planten. Wettelijk gezien is er een ontheffing nodig van het Agentschap Natuur en Bos om bermen te maaien (eerste snede) voor 15 juni en (tweede snede) voor 15 september. Een aangepast bermbeheer met een veel vroegere snede kan echter zinvol zijn met oog op verschraling. Richtlijnen voor een duurzaam kruidenrijk bermbeheer zijn te vinden onder de Leidraad natuurtechniek: ecologisch bermbeheer (<http://www.lne.be/themas/milieu-en-infrastructuur/vademecums-natuurtechniek/ecologischbermbeheer>) en verdere referenties in dit document. Aanvullend geeft de webpagina "Dossier bermen" van Natuurpunt vzw (http://www.natuurpunt.be/nl/natuurbehoud/natuurbeleid/dossier-bermen_1912.aspx) een overzicht van aandachtspunten bij ecologisch bermbeheer.

Ook het verzorgen van groene structuren met een meer permanent kader zoals hagen en houtkanten langs perceelsgrenzen vormen een groene dooradering binnen het landbouwlandschap, die bovendien erosiewerend werkt (D'haene et al. 2010). Deze groene dooradering kan helpen om lokale populaties van bestuivers te onderhouden en ze te geleiden naar percelen die bestuiving nodig hebben. Maatregelen die zorgen voor een structureel habitat voor insecten (eerder dan akkerranden die jaarlijks omgeploegd worden) zijn noodzakelijk om populaties van bestuivende en andere insecten te onderhouden in de onmiddellijke buurt van de landbouwpercelen waar ze nuttig voor zijn. De actieradius van vele bestuivende insecten is behoorlijk klein (50-300 m voor de meeste solitaire bijen), waardoor elementen met een zeer tijdelijk karakter (bv. éénjarige akkerranden) vooral zullen zorgen voor voedsel voor zeer mobiele insecten en minder nut zullen hebben voor andere soorten.

Een aangepast bermbeheer in gebieden gedomineerd door landbouw, gericht op biodiversiteit eerder dan "onkruidbestrijding" kan eveneens sterk bijdragen tot de c.15 - 20% groene dooradering die bestuivingsdiensten naar landbouw maximaliseert (cfr supra; Keitt 2009; Brosi et al. 2008). Wanneer dit gepaard gaat met een verschraling van bermen via de afvoer van maaisel en maatregelen om bemesting ervan tegen te gaan (bv. gebruik ketsplaat bij kunstmeststrooier) leidt dit op termijn ook op een minderkost voor onderhoud doordat de biomassa (maaisel) vermindert, hetgeen de verwerkingskosten van maaisel reduceert.

6 Conclusie en recapitulatie

1. Wat is de invloed van inzaaien van bloemenmengsels op lokale biodiversiteit?
Het inzaaien van bloemenmengsels heeft doorgaans een positieve invloed op bijen en andere bestuivende insecten, maar het effect hangt sterk af van het type mengsel, het gevoerde nabeheer en de ruimtelijke integratie. Afhankelijk van de doelstelling moet duidelijk nagegaan worden of inzaaien wel degelijk een noodzakelijke voorwaarde is voor het behalen van de doelstellingen.
2. In welke mate is naamgeving en duiding bij de inhoud van zaadmengsels belangrijk?
Een correcte naamgeving bij zaadmengsels is essentieel om de consument/klant te informeren. Zeker bij gebruik voor natuurbehoudsdoelen is naamgeving en herkomstaanduiding noodzakelijk volgens Europese richtlijn 2010/60/EU.
3. Wat is de mogelijke invloed op economische functies?
Zaadmengsels kunnen de biodiversiteit van planten en insecten sterk verhogen, en daardoor de ecosysteemdiensten ervan (bestuiving, belevingswaarde, biodiversiteit

an sich) mee verhogen. Voor landbouw is een aangepaste landschappelijke inplanning van groene elementen, waaronder ook bloemenweides en akkerranden, essentieel voor een maximalisatie van opbrengsten van bestuivingsafhankelijke gewassen.

4. Wat is het beschikbare aanbod van geschikte zaadmengsels, met weergave van de herkomst van de zaden?
Zaadmengsels komen in alle geuren en kleuren, als een mengeling van inheemse en uitheemse planten, met of zonder cultivars, als louter inheemse planten... Een behoorlijk aantal leveranciers heeft aandacht voor zaden van inheemse planten en vermeldt in min of meerdere mate de herkomst. Een selectie van leveranciers wordt hier weergegeven.
5. In welke mate zijn zaadmengsels geschikt voor de verschillende ruimtelijke bestemmingen?
Naarmate de ruimtelijke bestemming permanentier is en meer in interactie staat met wilde planten en dieren zijn inheemse zaadmengsels, afkomstig van regionale of zelfs lokale oorsprong wenselijker. Hierop wordt door verschillende leveranciers expliciet ingespeeld, met duidelijke informatie omtrent ruimtelijke inplanning.
6. In welke mate zijn zaadmengsels afgestemd op de regionale condities (eco-regio)?
Slechts weinig zaadmengsels (geen?) zijn reeds afgestemd op de Vlaamse eco-regio's. Een regionale herkomst wordt doorgaans veel breder geïnterpreteerd door zaadproducenten en -leveranciers. De voor- en nadelen van een ruime regionale herkomst worden in de tekst weergegeven.

Referenties

- Adriaens, T., A. De Haeck, and L. Lommaert. 2010. Advies met betrekking tot massale insectensterfte onder zilverlinde *Tilia tomentosa* en de geschiktheid van deze uitheemse soort als laanboom in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. INBO, Brussel. INBO.A.2010.040.
- Adriaens, T. and D. Laget. 2008. To Bee or not to Bee, mogelijkheden voor het houden van bijenvolken in natuurgebieden: een inschatting. INBO, Brussel. INBO.A.2008.219.
- Alaux, C., J.-L. Brunet, C. Dussaubat, F. Mondet, S. Tchamitchan, M. Cousin, J. Brillard, A. Baldy, L. P. Belzunces, en Y. Le Conte. 2010. Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environmental Microbiology* **12**:774-782.
- Biesmeijer, J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemüller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele, en W. E. Kunin. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* **313**:351-354.
- Bommarco, R., O. Lundin, H. G. Smith, en M. Rundlöf. 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**:309-315.
- Breeze, T. D., A. P. Bailey, K. G. Balcombe, en S. G. Potts. 2011. Pollination services in the UK: How important are honeybees? *Agriculture Ecosystems & Environment* **142**:137-143.
- Broadhurst, L. M., A. Lowe, D. J. Coates, S. A. Cunningham, M. McDonald, P. A. Vesk, en C. Yates. 2008. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. *Evolutionary Applications* **1**:587-597.
- Brosi, B. J., P. R. Armsworth, en G. C. Daily. 2008. Optimal design of agricultural landscapes for pollination services. *Conservation Letters* **1**:27-36.
- Brugge B. et al. (1998). Honingbijen in natuurgebieden? *De Levende Natuur* **99**: 71-76.
- Carvalho, L. G., R. Veldtman, A. G. Shenkute, G. B. Tesfay, C. W. W. Pirk, J. S. Donaldson, en S. W. Nicolson. 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters* **14**:251-259.
- Carvell, C., W. R. Meek, R. F. Pywell, D. Goulson, en M. Nowakowski. 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* **44**:29-40.
- Carvell, C., Westrich, P. W. R. Meek, R. F. Pywell en M. Nowakowski (2006). Assessing the value of annual and perennial forage [mixtures](#) for bumblebees by direct observation and pollen analysis. *Apidologie* **37**: 326-340
- D' Haene, K., G. Laurijssens, B. Van Gils, G. de Blust, en F. Turkelboom. 2010. Agrobiodiversiteit. Een steunpilaar voor de 3de generatie agromilieumaatregelen? Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) i.s.m. het Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO). I.o.v. het Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie. INBO.R.2010.38

- Didham, R. K., J. M. Tylianakis, M. A. Hutchison, R. M. Ewers, en N. J. Gemmell. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution* **20**:470-474.
- Dijkstra J.P. & Kwak M.M. (2007). A meta-analysis on the pollination service of the honey bee (*Apis mellifera* L.) for the Dutch flora. *Proceedings Of The Netherlands Entomological Society* **18**: 79-88.
- Fontaine, C., I. Dajoz, J. Meriguet, en M. Loreau. 2005. Functional Diversity of Plant-Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities. *PLoS Biology* **4**:e1.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, C. Kremen, J. M. Morales, R. Bommarco, S. A. Cunningham, L. G. Carvalheiro, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhöffer, S. S. Greenleaf, A. Holzschuh, R. Isaacs, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, S. G. Potts, T. H. Ricketts, H. Szentgyörgyi, B. F. Viana, C. Westphal, R. Winfree, en A. M. Klein. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* **14**:1062-1072.
- Ghazoul J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution* **20**: 367-373.
- Goulson D. (2003). *Bumblebees. Behaviour and ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Haaland, C., R. E. Naisbit, en L.-F. Bersier. 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* **4**:60-80.
- Haring, B. 2011. *Plastic Panda's. Over het opheffen van de natuur*. Nijgh & Van Ditmar.
- Henry, M., M. Beguin, F. Requier, O. Rollin, J.-F. Odoux, P. Aupinel, J. Aptel, S. Tchamitchian, en A. Decourtye. 2012. A Common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*.
- Hoehn, P., T. Tscharntke, J. M. Tylianakis, en I. Steffan-Dewenter. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **275**:2283-2291.
- Holzschuh, A., I. Steffan-Dewenter, en T. Tscharntke. 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* **79**:491-500.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector, J. Connolly, W. S. Harpole, P. B. Reich, M. Scherer-Lorenzen, B. Schmid, D. Tilman, J. van Ruijven, A. Weigelt, B. J. Wilsey, E. S. Zavaleta, en M. Loreau. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* **477**:199-202.
- James, R. R. en J. Xu. 2012. Mechanisms by which pesticides affect insect immunity. *Journal of Invertebrate Pathology* **109**:175-182.
- Jauker, F., B. Bondarenko, H. C. Becker, en I. Steffan-Dewenter. 2012. Pollination efficiency of wild bees and hoverflies provided to oilseed rape. *Agricultural and Forest Entomology* **14**:81-87.
- Johansen, C. A. 1977. Pesticides and pollinators. *Annual Review of Entomology* **22**:177-192.
- Jones, A. T., M. J. Hayes, en N. R. S. Hamilton. 2001. The effect of provenance on the performance of *Crataegus monogyna* in hedges. *Journal of Applied Ecology* **38**:952-962.

- Jongepierová, I., J. Mitchley, en J. Tzanopoulos. 2007. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* **139**:297-305.
- Keitt, T. H. 2009. Habitat conversion, extinction thresholds, and pollination services in agroecosystems. *Ecological Applications* **19**:1561-1573.
- Kevan P.G. & Phillips T.P. (2001). The economic impacts of pollinator declines: An approach to assessing the consequences. *Conservation Ecology* 5(1): art-8.
- Klein, A.-M., B. E. Vaissière, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, en T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**:303-313.
- Kosior A. et al. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera : Apidae : Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41(1): 79-88.
- Koster A. (2007). *Plantenvademecum voor tuin, park en landschap*. Fontaine Uitgevers, 's-Graveland.
- Koster A. (2000). *Wilde bijen in het stedelijk groen: een evaluatie van het stedelijk groenbeheer*. Alterra Rapport 048. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Koster A. et al. (2004). *Bijenplanten voor tuin, park en landschap*. Krupke, C. H., G. J. Hunt, B. D. Eitzer, G. Andino, en K. Given. 2012. Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields. *PLoS ONE* **7**:e29268.
- Lambinon, J., L. Delvosalle, en J. Duvignaud. 2004. *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines (Ptéri-dophytes et Spermatophytes)*. Jardin botanique national de Belgique, Meise.
- Larson, B. M. H., P. G. Kevan, en D. W. Inouye. 2001. Flies and flowers: taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *Canadian Entomologist* **133**:439-465.
- MacDougall, A. S. en R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* **86**:42-55.
- Murray, T. E., M. Kuhlmann, en S. G. Potts. 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie* **40**:211-236.
- Pettis, J., D. van Engelsdorp, J. Johnson, en G. Dively. 2012. Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Naturwissenschaften* **99**:153-158.
- Pywell, R. F., W. R. Meek, L. Hulmes, S. Hulmes, K. L. James, M. Nowakowski, en C. Carvell. 2011. Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. *Journal of Insect Conservation* **15**:853-864.
- Ratnieks, FLW en Carreck, NL (2010). Clarity on honeybee collapse? *Science* **327**: 152-153.
- Reemer, M. en D. Kleijn. 2010. *Wilde bestuivers in appel- en perenboomgaarden in de Betuwe*. Rapportnummer EIS2010!04. Stichting European Invertebrate Survey – Nederland.

- Reemer, M., W. Renema, W. van Steenis, T. Zeegers, A. Barendregt, J. T. Smit, M. P. Van Veen, J. van Steenis, en L. J. J. M. van der Leij. 2009. De Nederlandse Zweefvliegen. *Diptera: Syrphidae*. NCB Naturalis.
- Samnegård, U., Persson, A.S., Smith, H.G. (2011) Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation* 144: 2602-2606.
- Scheffer, M. 2010. Complex systems: Foreseeing tipping points. *Nature* **467**:411-412.
- Scheffer, M., J. Bascompte, W. A. Brock, V. Brovkin, S. R. Carpenter, V. Dakos, H. Held, E. H. van Nes, M. Rietkerk, en G. Sugihara. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature* **461**:53-59.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke, en B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**:591-596.
- Sevenant, M., J. Menschaert, M. Couvreur, A. Ronse, M. Heyn, J. Janssen, M. Antrop, M. Geypens, M. Hermy, en G. De Blust. 2002. *Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur, Land-en Waterbeheer.
- Smith, B. M., A. Diaz, L. Winder, en R. Daniels. 2005. The effect of provenance on the establishment and performance of *Lotus corniculatus* L. in a re-creation environment. *Biological Conservation* **125**:37-46.
- Stokstad, E. 2012. Field research on bees raises concern about low-dose pesticides *Science* **335**:1555.
- Urban, M. C., M. A. Leibold, P. Amarasekare, L. De Meester, R. Gomulkiewicz, M. E. Hochberg, C. A. Klausmeier, N. Loeuille, C. de Mazancourt, J. Norberg, J. H. Pantel, S. Y. Strauss, M. Vellend, en M. J. Wade. 2008. The evolutionary ecology of metacommunities. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:311-317.
- Van Doorn, A. M., T. C. P. Melman, W. Geertsema, B. S. Elbersen, H. Prins, H. A. F. Stortelder, en R. A. Smidt. 2012. *Vergroening van het GLB door Ecological Focus Area's: verkenning van doelen, randvoorwaarden, kosten en baten*. Alterra, Wageningen.
- Van Landuyt, W., I. Hoste, L. Vanhecke, P. Van den Bremt, W. Vercruysse, en D. De Beer. 2006. *Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels gewest*. Nationale Plantentuin en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek i.s.m. Flo.Wer vzw. . Flo.Wer / Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek / Nationale Plantentuin van België, Brussel.
- Van Landuyt, W., L. Vanhecke, I. Hoste, en D. Bauwens. 2011. Do the distribution patterns of vascular plant species correspond to biogeographical classifications based on environmental data? A case study from northern Belgium. *Landscape and Urban Planning* **99**:93-103.
- Vandegheuchte, M. L., E. De La Peña, P. Breyne, en D. Bonte. 2011. Non-local genotypes of a resident grass species reduce invertebrate species richness. *Insect Conservation and Diversity*:no-no.
- Vander Mijnsbrugge, K., K. Cox, en J. Van Slycken. 2004. *Afbakening van vlaamse herkomstgebieden*. Rapporten van het instituut voor bosbouw en wildbeheer - sectie

bosbouw, 2004(001). Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer: Geraardsbergen. 7 pp. IBW.Bb.R.2004.001.

Vriens, L., H. Bosch, G. De Knijf, S. De Saeger, R. Guelinckx, P. Oosterlynck, M. Van Hove, en D. Paelinckx. 2011. De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.M.2011.1, Brussel. ISBN: 9789040303142.

Vries, H., S. Ens, G. Graaf, L. Teunissen, R. Velde, L. Vogelaar, A. Winterink, en M. Visser. 2011. Synchronisation of egg hatching of brown hairstreak (*Thecla betulae*) and budburst of blackthorn (*Prunus spinosa*) in a warmer future. *Journal of Insect Conservation* **15**:311-319.

Whitehorn, P. R., S. O'Connor, F. L. Wackers, en D. Goulson. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science*.

Winfree, R., I. Bartomeus, en D. P. Cariveau. 2011a. Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **42**:1-22.

Winfree, R., B. J. Gross, en C. Kremen. 2011b. Valuing pollination services to agriculture. *Ecological Economics* **71**:80-88.

INBO-referenties

INBO.A.2010.040 Advies met betrekking tot massale insectensterfte onder zilverlinde *Tilia tomentosa* en de geschiktheid van deze uitheemse soort als laanboom in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Adriaens, T. and D. Laget. 2008. To Bee or not to Bee, mogelijkheden voor het houden van bijenvolken in natuurgebieden: een inschatting. INBO, Brussel. INBO.A.2008.219. To Bee or not to Bee, mogelijkheden voor het houden van bijenvolken in natuurgebieden: een inschatting.

