



Vlaanderen
is wetenschap



Ontwikkeling van een indicator en monitoringssysteem voor opvolging van wilde bijen in Vlaanderen

Literatuur overzicht

Luc De Bruyn

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Luc De Bruyn
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:

luc.debruyn@inbo.be

Wijze van citeren:

De Bruyn L(2015). Ontwikkeling van een indicator en monitoringssysteem voor opvolging van wilde bijen in Vlaanderen: literatuur overzicht. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.10186543). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2015/3241/270

INBO.R.2015.11336654

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Op zoek naar ... (foto: Luc De Bruyn)



Ontwikkeling van een indicator en monitoringssysteem voor opvolging van wilde bijen in Vlaanderen

literatuur overzicht

Luc De Bruyn

D/2015/3241/372
INBO.R.2015.11336654

Dankwoord

Ik wil graag Ludo Holsbeek, Elke Van den Broeke (beide LNE) en Marc Pollet bedanken voor de discussies bij het opstarten van het huidige project en het nalezen van de teksten.

Samenvatting

Wilde bijen krijgen relatief veel aandacht in diversiteitsstudies over heel de wereld. Zij hebben immers een belangrijke functie in het bestuiven van bloemplanten waaronder ook een deel die gekweekt worden als voedsel voor mensen. De laatste jaren verschijnen studies die aangeven dat er een wereldwijde achteruitgang zou plaatsvinden bij wilde bijen. Om tot betrouwbare resultaten te komen moeten de veranderingen in pollinatordensiteiten en -diversiteit volgens een gestandaardiseerd, herhaalbaar steekproef protocol opgevolgd worden zodat een statistisch onderbouwde vergelijking in ruimte en tijd mogelijk is. In dit rapport wordt een literatuuroverzicht gegeven van de beschikbare inventarisatie methoden voor wilde bijen en hoe deze best aangewend kunnen worden in een toekomstig Vlaams, gebiedsdekkend monitoring netwerk.

Geen enkele van de behandelde methoden geeft een volledig beeld van de aanwezige soortendiversiteit. Uit de vergelijkende studies kwamen kleurvallen (combinatie UV-reflecterend wit-geel-blauw) er als beste uit (hoogste percentage van de aanwezige soorten, grootste aantal individuen). Het grootste voordeel is dat deze inventarisatiemethode niet onderhevig is aan de expertise van de veldwerker. De algemene soortensamenstelling van transecten was vrij gelijkaardig aan die van de kleurvallen. Een groot nadeel van de transecten blijft echter de sterke collectors bias te wijten aan verschillen in ervaring en veldkennis.

English abstract

Wild bees attract more and more attention in diversity studies all over the world. They have a vital role in pollinating flowering plants, among several that are cultivated as food. In recent years, several studies indicate a world wide decline of wild bees would take place. To obtain reliable results, the estimation of pollinator densities and diversity should be based on a standardised, replicable and repeatable sample protocol. This report gives a literature review of the available inventory methods for wild bees and how these can best be applied in a future Flemish, area-wide monitoring network.

None of the methods reported in literature provides a complete picture of the Wild bee community at a site. Comparative studies revealed that coloured water traps (combination UV-reflecting white-yellow-blue) produce best results (highest percentage of species present, highest abundances). An important asset of this method is that it is independent of the expertise of the field workers. Transect walks can produce comparable results as coloured water traps, but the efficiency strongly relies on the experience and field knowledge of the field worker.

Inhoudstafel

Dankwoord		4
Samenvatting		4
English abstract		4
1 Inleiding		6
1.1 Doelstellingen		6
2 Toestand en trends in Vlaanderen		7
3 Overzicht bestaande methoden		8
3.1 Losse waarnemingen		8
3.2 Citizen science		8
4 Ontwikkelen monitoring methode		9
4.1 De indicator		9
4.2 De veldmethode		9
4.2.1 Overzicht bestaande methoden		9
4.2.1.1 Observatieplots		10
4.2.1.2 Gestandaardiseerde transecten		10
4.2.1.3 Variabele transecten		10
4.2.1.4 Kleurvallen		10
4.2.1.5 Nestvallen		11
4.2.1.6 Raamvallen		11
4.2.2 Efficiëntie van de methoden		11
4.2.2.1 Soortenrijkdom		11
4.2.2.2 Vangstintensiteit		12
4.2.3 Selectie van de methode		13
4.3 Van steekproef tot meetnet		14
4.3.1 Een statistisch verantwoord meetnet		14
4.3.2 Identificatie tot op hoger taxonomisch niveau		16
4.3.3 Inzet van vrijwilligers		17
5 Referenties		19

1 Inleiding

Bijen en hommels krijgen relatief veel aandacht in diversiteitsstudies over heel de wereld. Zij hebben immers een belangrijke functie in het bestuiven van bloemplanten waaronder ook een deel die gekweekt worden als voedsel voor mensen (Klein et al., 2007). Schattingen geven aan dat 60-70% van de plantensoorten afhangen van insecten pollinatoren.

Bijen en hommels komen voor in een wijde range aan habitats waar er zowel genoeg voedselbronnen als nestgelegenheden te vinden zijn (Michener, 2008; Peeters et al., 2012).

De laatste jaren verschijnen studies die aangeven dat er een wereldwijde achteruitgang zou plaatsvinden bij bijen en hommels (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010; Steffan-Dewenter et al., 2005). Als een gevolg worden wereldwijd lange-termijn initiatieven opgezet (bv “International Initiative for the Conservation and Sustainable Use of Pollinators”, COP 5 Decision V/5, section II, www.cbd.int/decision/cop/?id=7147). Eén van de doelen van dit wereldwijde initiatief is om een gestructureerde, lange-termijn monitoring op te zetten om zo een verband te zoeken tussen veranderingen in pollinatoren diversiteit en -abundantie en de mogelijke oorzaken die aan de basis liggen (São Paulo Declaration on Pollinators, 1999, (Dias et al., 1999). Daarnaast zijn er verschillende regionale initiatieven die eveneens tot doel hebben om dergelijke grootschalige, lange-termijn monitoring op te zetten (Ghazoul, 2005).

Om tot betrouwbare resultaten te komen moeten de veranderingen in pollinatoren densiteiten en -diversiteit volgens een gestandaardiseerd en herhaalbaar steekproef protocol opgevolgd worden zodat een statistisch onderbouwde vergelijking in ruimte en tijd mogelijk is (Nielsen et al., 2011; Williams et al., 2001).

Momenteel ontbreekt een kader voor het inschatten van de status, of voor het in kaart brengen van mogelijke evoluties in abundenties en diversiteit van wilde bijen en hommels in de tijd. Voor Vlaanderen zijn er geen soortenlijsten, er is geen nulmeting, er is geen informatie over mogelijke regionale verschillen en welke factoren mogelijk een rol spelen. Ook over de elementen die de populaties van wilde bijen en hommels in Vlaanderen negatief kunnen beïnvloeden (indicatoren van druk) zijn geen gegevens beschikbaar.

1.1 Doelstellingen

We willen komen tot (een) indicator(en) voor het bepalen van de status van “wilde bijen en hommels” in Vlaanderen. Deze indicator wordt bij voorkeur afgestemd met ev. bestaande indicatoren in andere Europese landen. De mogelijke toepassing van buitenlandse indicatoren in Vlaanderen dient onderzocht te worden maar weerhoudt het INBO niet om (een) nieuwe, meer betrouwbare indicator(en) te ontwikkelen. Deze indicator moet het mogelijk maken om kwantitatief de evoluties van de populaties in Vlaanderen in te schatten.

2 Toestand en trends in Vlaanderen

In een rapport aan de FAO rapporteerden Rasmont et al. (2005) dat van de 360 bijen en hommelse soorten in België er 91 achteruit gegaan zijn wanneer de periode voor en na 1950 vergeleken werden. 145 soorten waren stabiel en 39 waren toegenomen. Het waren vooral de soorten met een lange tong die het sterkst gedaald waren. De auteurs schreven dit toe aan de terugval van bloemen met een lange bloemkroon (zoals bij de plantenfamilies Lamiaceae, Fabaceae, Scrophulariaceae), maar hebben daar geen bewijzen voor.

Carvalho et al. (2013) onderzochten trends bij bloembezoekende insecten in Groot-Brittannië, Nederland en België. Zij vergeleken 3 tijdsperiodes: 1950-1969, 1970-1989 en 1990-2009. Zij vonden dat het verlies aan soortenrijkdom en de toename aan biotische homogenisatie groot was voor 1990. Tijdens de laatste decade was die negatieve trend veel minder sterk, of was zelfs terug positief voor bepaalde taxa (bijen in Groot-Brittannië en Nederland, zweefvliegen in België). Als naar soortenrijkdom gekeken wordt was er alleen nog een daling voor dagvlinders (België en Groot-Brittannië) en sommige Belgische bijensoorten.

3 Overzicht bestaande methoden

Een literatuurzoektocht leverde geen enkele indicator of gestructureerde methode op die een gebiedsdekkend (regionaal) beeld geeft van de status van wilde bijen. Sommige landen proberen een beeld te vormen op nationale schaal, maar passen een niet gestructureerde methode toe. Waar wel gestructureerde methoden aangewend worden wordt dit alleen gebruikt om een beeld te krijgen op kleinere lokale schaal.

3.1 Losse waarnemingen

Toevallige waarnemingen van allerlei organismengroepen worden reeds zeer lang verzameld door natuurliefhebbers, hobbyisten, natuuronderzoekers. Een deel van het verzamelde materiaal is terechtgekomen in musea of persoonlijke verzamelingen, zijn gepubliceerd in allerlei wetenschappelijke of vulgariserende tijdschriften of staan nog genoteerd in persoonlijke veldboekjes. Het samenbrengen van deze gegevens heeft reeds mogelijk gemaakt om trends te detecteren. Zo werd een daling (pre- versus post-1980) van de bijendiversiteit vastgesteld in het Verenigd Koninkrijk en Nederland (Biesmeijer et al., 2006; Scheper et al., 2014) en van bijen en hommels in de Verenigde Staten (Colla et al., 2012a; Colla et al., 2012b). Ook de kennis over de huidige toestand en trends van wilde bijen en hommels is gebaseerd op in het verleden verzamelde toevallige waarnemingen (Rasmont & Mersch, 1988; Rasmont et al., 2005).

3.2 Citizen science

De grote vraag naar data en de recente ontwikkeling in informatica hebben er toe geleid dat meer en meer beroep wordt gedaan op de inzet van burgers (Bonney et al., 2009). Deze methode werkt op basis van “citizen science” waarbij vrijwilligers gestimuleerd worden om waarnemingen te noteren en door te geven, indien mogelijk rechtstreeks in een databank via een website. Dit is de methode die in Ierland wordt toegepast; het “Irish Pollinator Initiative” (pollinators.biodiversityireland.ie/recording-schemes/bumblebee-monitoring-scheme/). In de Verenigde Staten loopt een gelijkaardig initiatief (bespotter.org).

In Vlaanderen is er sinds enkele jaren de wilde bijen en wespen werkgroep van Natuurpunt (www.aculea.be). Zij trachten de burgers warm te maken via allerlei specifieke projecten rond wilde bijen en wespen waaronder het verzamelen van verspreidingsgegevens. Sinds een paar jaar kunnen dergelijke (al dan niet toevallige) waarnemingen ingegeven worden via de waarnemingen.be website van Natuurpunt. Een voordeel van deze methode is dat, indien de vrijwilligers bereid en beschikbaar zijn, er met een groot aantal waarnemers data over gans Vlaanderen kunnen verzameld worden. Een nadeel is natuurlijk dat deze data niet gestructureerd zijn en het moeilijk is om betrouwbare trends te bepalen. Desondanks zijn dergelijke data in het verleden reeds succesvol gebruikt om trends te berekenen voor enkele organismengroepen in functie van het opstellen van Rode Lijsten in Vlaanderen (Maes et al., 2011a).

Dankzij de Citizen science projecten worden er nu veel meer gemakkelijk toegankelijke data verzameld. Een nadeel blijft echter nog steeds dat het geen gestructureerd verzamelde gegevens betreft waardoor deze sterk beïnvloed worden door de inzet en efficiëntie van de waarnemers. Het blijven dus ruwe data die slechts over een relatief lange termijn redelijk grote veranderingen kunnen detecteren.

4 Ontwikkelen monitoring methode

Om effectief trends in bijengemeenschappen te kunnen detecteren moet een monitoring programma simpel, herhaalbaar en zo goedkoop mogelijk zijn. Maar bovenal moet het in staat zijn om die trends snel te kunnen detecteren. Het moet dus genoeg statistische power hebben om op een korte periode veranderingen vast te leggen (Lebuhn et al., 2013; Rubene et al., 2015).

Om tot een wetenschappelijk onderbouwd meetnet te komen dienen drie aspecten verwezenlijkt te worden: 1) wat moet er gemeten worden (welke indicator), 2) hoe moet deze indicator op het terrein opgemeten worden en 3) hoe moet met deze veldmethode een meetnet opgebouwd worden zodat men tot een statistisch onderbouwde uitspraak kan komen?

4.1 De indicator

De methode moet data opleveren die relevant zijn voor de vraag die moet beantwoord worden. Een primair objectief van het “global initiative” is om de relatie te onderzoeken tussen veranderingen in pollinator diversiteit en abundantie en de mogelijke oorzaken van deze veranderingen (Dias et al., 1999). Hieruit kan men afleiden dat soortendiversiteit en abundantie de indicatoren zijn die als doel gesteld worden. Praktisch alle studies die onderzoek doen naar bijengemeenschappen trachten dan ook methoden te ontwikkelen voor deze twee populatiekenmerken.

Een randopmerking hierbij is wel dat soortendiversiteit en abundantie twee “bulkkenmerken” van een gemeenschap zijn. Twee plaatsen kunnen bijvoorbeeld een gelijke soortenrijkdom herbergen terwijl ze op hetzelfde moment geen enkele soort gemeen hebben. Veranderingen in deze kenmerken geven dan ook maar een fractie weer van wat er zich in een gemeenschap afspeelt. Eén van de zeldzame lange-termijnstudies (1979-2000) waar bijen op een gestandaardiseerde manier opgevolgd werden gaf aan dat de soortenrijkdom en totale abundantie stabiel bleven. Een analyse op soortniveau toonde echter aan dat over deze periode 5 soorten achteruit gingen, 9 toenamen en 23 geen verandering kenden (Roubik, 2001).

4.2 De veldmethode

In een tweede fase moet de methode ontwikkeld worden om de vastgelegde indicator(en) op te meten op het terrein. Er zouden bijvoorbeeld verschillende methoden samen kunnen ingezet worden om tot uitgebreide inventarisaties te komen waarbij zo veel mogelijk soorten verzameld worden om tot een totaalbeeld te komen. Maar het is misschien ook mogelijk om reeds met één enkele methode tot een relatieve schatting van de soortendiversiteit te komen die goed genoeg is om trends statistisch over verschillende plaatsen en in de tijd te vergelijken (Westphal et al., 2008; Wilson et al., 2008).

4.2.1 Overzicht bestaande methoden

Een belangrijke voorwaarde voor een betrouwbare veldmethode is dat de aanwezige bijenpopulatie op een objectieve en efficiënte manier in kaart wordt gebracht (Nielsen et al., 2011; Westphal et al., 2008). Met efficiëntie wordt hier bedoeld dat een groot aantal individuen en soorten kan waargenomen/gevangen worden met minimale kosten en een zo laag mogelijk aantal manuren. Objectief betekent dat diversiteit en abundantie op een betrouwbare (unbiased) en tussen steekproefplaatsen vergelijkbare manier geschat moet worden.

Er zijn twee belangrijke kenmerken van wilde bijen en hommels waarbij rekening moet gehouden worden bij het selecteren van een methode:

- 1) Solitaire bijen hebben een **kortere levenscyclus** dan sociale bijen zoals de honingbij (Michener, 2008). Hierdoor kunnen deze soorten alleen gebruik maken van planten die bloeien tijdens hun activiteitsperiode. Bijensoorten die gespecialiseerd zijn op verschillende waardplanten zullen dan ook gedurende verschillende perioden in het seizoen actief zijn (verschillende fenologie). De variatie in soortensamenstelling op een bepaalde plaats kan dus drastisch veranderen over het seizoen (Williams et al., 2001). Zo vonden Minckley et al. (1999) dat de soortensamenstelling van soorten die de waardplant *Larrea tridentata* bezochten sterker varieerde over de 5 weken lange bloeiperiode van deze plant dan tussen nabijgelegen plaatsen onderzocht over dezelfde periode. Gelijkaardige sterke fluctuaties werden teruggevonden in verschillende habitats en regio's over de wereld

(Banaszak et al., 2014; Lebuhr et al., 2013; Roubik, 2001). Oertli et al. (2005) vonden dat van de 247 gevonden soorten in hun studie in Zwitserland dat er 22.35% slechts in één maand gevonden werden. De sterke veranderingen in soortensamenstelling over een seizoen impliceert dat het niet mogelijk is om met één kort veldbezoek een goed beeld te krijgen van de bijengemeenschap op een bepaalde plaats, maar dat de veldcampagne over een gans seizoen zal moeten gespreid worden.

- 2) Bijen en hommels zijn net als andere insecten koudbloedige dieren. Hun activiteit wordt dus mee bepaald door **klimaat en weersomstandigheden**. Het veldwerk moet dan ook hierop afgestemd worden. Dit wil zeggen dat het activiteitsseizoen loopt van ongeveer midden april tot en met september. Wilde bijen zijn ook alleen actief bij droog weer met slechts lichte wind en een temperatuur van minimaal 15°C.

Historisch gezien zijn er verschillende methoden die toegepast werden om de diversiteit en abundantie van pollinatoren te schatten (Southwood & Henderson, 2000; Westphal et al., 2008). Actieve census methoden (zoals transecten of observatieplots) werden daarbij het meeste gebruikt (Banaszak et al., 2014; Cane et al., 2013; Steffan-Dewenter et al., 2002). Algemeen gebruikte passieve methoden zijn kleurvallen en nestvallen (Wilson et al., 2008).

Hieronder geven we een kort overzicht van deze technieken

4.2.1.1 *Observatieplots*

Zoals bij vegetatieopnames (permanent quadrats, PQ's) worden een aantal kleine (bv 10 plots van 2m²) observatieplots (Ebeling et al., 2008) afgebakend in het te monitoren habitat. De ligging van de plots wordt zo gekozen dat ze de meest attractieve plaatsen omvat voor wilde bijen en hommels om zo een maximaal rendement te halen. Deze plots worden gedurende een korte tijd (6-10 min) geobserveerd waarbij per soort alle individuen worden genoteerd. Niet in het veld identificeerbare soorten worden gevangen voor latere identificatie. De plots worden bezocht tijdens 10 dagen verspreid over het bloeiseizoen van de aanwezige planten. Indien de monitoring zou plaatsvinden in landbouwgewassen (bv koolzaad) kan dit aantal minder zijn omdat ze minder lang bloeien.

4.2.1.2 *Gestandaardiseerde transecten*

Bij gestandaardiseerde transecten wordt een bepaalde afstand (bv 10 secties van 25m = 250m) afgewandeld. Een transect wordt zo gekozen zodat het de meest attractieve plaatsen omvat voor wilde bijen en hommels. Zo wordt een maximaal rendement gehaald. Deze transecten worden permanent gemarkeerd op het terrein zodat elke keer hetzelfde transect gevolgd wordt. Het transect wordt aan een trage constante snelheid afgelopen (bv 5 min per segment = 50 min voor transect). Alle bijen die over een strook van 4m (2m aan elke kant) waargenomen worden, worden per sectie genoteerd. Ook hier worden niet in het veld identificeerbare soorten gevangen voor latere identificatie. De transecten worden 10x gelopen verspreid over het bloeiseizoen van de aanwezige planten. Indien de monitoring zou plaatsvinden in landbouwgewassen (bv koolzaad) kan dit aantal minder zijn omdat ze minder lang bloeien.

4.2.1.3 *Variabele transecten*

Vermits bijen gemeenschappen zeer variabel zijn in plaats en tijd (Michener, 2008; Williams et al., 2001), is het mogelijk dat de permanente transecten niet alle ruimtelijk verspreide potentiële foerageer- of nestplaatsen omvat en dus maar een deel van de gemeenschap meeneemt. Hier kunnen dan transecten met variabele lengte afgelopen worden die via de meest attractieve patches lopen. Hiervoor kan bv een plot van 1 ha afgebakend worden. Er wordt gedurende een observatieperiode van 30 min rondgewandeld langs de voor bijen en hommels potentieel attractieve plaatsen. Standaardisatie gebeurt hier dus op oppervlakte en tijd en niet op de lengte van het transect. Net zoals bij de gestandaardiseerde transecten worden de variabele transecten 10x gelopen verspreid over het bloeiseizoen van de aanwezige planten. Het transect wordt ook aangepast aan de planten die op dat moment bloeien.

4.2.1.4 *Kleurvallen*

Een eerste passieve steekproefmethode voor bijen en hommels is het gebruik van kleurvallen. De val zelf is een simpel kommetje (bv 500 ml) gevuld met vloeistof. Deze kommetjes zijn gekleurd. Algemeen gebruikte kleuren zijn geel, wit en blauw (Heneberg & Bogusch, 2014). Enerzijds zijn het algemeen voorkomende kleuren bij bloemen, anderzijds vertegenwoordigen deze kleuren ook de verschillen in kleurpreferenties van bijensoorten (Kirk, 1984). Vermits UV een belangrijke aantrekkingskracht uitoefent is het ook best kleuren/verf te gebruiken die sterk(er) UV stralen reflecteren (Stephen & Rao, 2005). De kleurvallen worden opgesteld in clusters, bv 5 clusters met telkens de

3 kleuren (=15 kleurvallen). Deze clusters dienen ver genoeg (bv 15m) uit elkaar te staan. De kleurvallen worden op paaltjes gemonteerd zodat ze boven de aanwezige vegetatie uitsteken. De kommetjes worden gevuld met water en enkele druppels detergent. Dit laatste verlaagt de oppervlaktespanning zodat ook lichtere insecten zinken. De vallen worden opgesteld gedurende 48u. Dit wordt 6x op regelmatige tijdstippen (bv om de 21-28 dagen) herhaald gedurende het ganse vliegseizoen van de bijen en hommels. In landbouwlandschappen waar de bloeiperiode minder lang is kunnen minder herhalingen uitgevoerd worden. De verzamelde insecten worden bewaard in 70% ethanol voor latere identificatie.

Men kan ook kiezen om de kleurvallen een gans seizoen in het veld te laten staan en ze bv om de twee weken leeg te maken en de vloeistof te verversen (Rubene et al., 2015). Een voordeel is dat de vallen dan langer operatief zijn. Er kunnen meer specimen gevangen worden en de kans is groter dat soorten die anders tussen twee veldbezoeken actief zouden zijn en dus gemist worden nu wel gevangen kunnen worden. Een nadeel is dan wel dat er meer identificatiewerk nodig is en dat bij zeer warm weer de vallen mogelijk uitdrogen. Bij het langer laten staan zal het ook nodig zijn om een bewaarmiddel (bv verzadigde zoutoplossing of alcohol) aan de vloeistof toe te voegen om verrotting van het gevangen materiaal te voorkomen.

4.2.1.5 Nestvallen

Een tweede passieve vangmethode zijn artificiële nestplaatsen (Steffan-Dewenter, 2002; Tschardt et al., 1998). Zij kunnen vergeleken worden met kleinere versies van bijenhôtels. Deze nestvallen “vangen” bijen die hun nesten in holtes maken. Zo een nestval kan vervaardigd worden door bv 150 riet (*Phragmites australis*) internodiën van verschillende diameter (2-10 mm) bij elkaar te binden. Ook andere materialen zoals papieren kokertjes of gaten geboord in hout kunnen aangewend worden zolang de juiste diameters gebruikt worden. Bij het hout boren moet er op gelet worden dat de wanden van de holtes glad zijn en geen bramen bevatten. Deze nestvallen kunnen dan aan een paal in het veld opgesteld worden (bv 10 per plot). Er kunnen ook verschillende nestvallen (types) per paal gehangen worden. De nestvallen worden opgesteld van de lente tot de herfst. De bezette nestbuisjes worden dan voor 3 maanden bij 4°C bewaard voor een diapauze. Cocons kunnen ook eerst uitgedisseceerd worden. De uitgeslopen adulte bijen worden geïdentificeerd. Deze benadering vergt dus een zekere infrastructuur (koelkasten, uitsluitpruimen). In holtes nestelende bijen maken maar een kleine fractie uit van de totale bijendiversiteit, maar vroegere studies hebben aangetoond dat nestvalbijen een goede indicator vormen voor de totale diversiteit (Steffan-Dewenter, 2002; Tschardt et al., 1998).

4.2.1.6 Raamvallen

Een valtype dat niet zo veel gebruikt wordt voor het verzamelen van wilde bijen en hommels zijn raamvallen (Rubene et al., 2015). Normaal worden dergelijke vallen aangewend om bosbewonende insecten, vooral kevers, te verzamelen (Okland, 1996). Vroegere studies rapporteerden reeds aanzienlijke aantallen Hymenoptera als bijvangst bij keverstudies. Raamvallen zijn interceptievallen. Ze bestaan uit rechtopstaande plexiplaten (bv 20x20cm) met daaronder een opvangkom gevuld met vloeistof. De insecten worden niet aangetrokken maar vliegen per ongeluk tegen de rechtopstaande plexiplaten en vallen dan in de opvangkom. De opstelling van de raamvallen is hetzelfde als bij kleurvallen.

4.2.2 Efficiëntie van de methoden

4.2.2.1 Soortenrijkdom

Westphal et al. (2008) vergeleken in functie van het ontwikkelen van een gestandaardiseerde Europese monitoring strategie vijf van de bovenvermelde methoden (kleurvallen, standaard en variabele transecten, observatie plots en nestvallen (rietstengels en papieren kokers) in landbouw en semi-natuurlijke gebieden in 5 landen (Zweden, Polen, Duitsland, Verenigd Koninkrijk, Frankrijk). Nielsen et al. (2011) gebruikten dezelfde proefopzet in twee Mediterrane habitats (phrygane en olijfboomgaarden) op het Griekse eiland Lesbos.

Uit beide studies bleek dat de kleurvallen de methode was die het grootste deel van de bijensoortenrijkdom kon opmeten. Met deze methode werden 72% tot 80% van de aanwezige soorten in een plot in landbouw en semi-natuurlijke gebieden gevangen. In de Mediterrane studie was dit net boven de 50%. De kleurvallen ving ook het grootste aantal soorten per plaats. De transectmethoden kwamen in beide studies op de tweede plaats. De variabele transecten (50% van de soorten) scoorden daarbij beter dan de gestandaardiseerde transecten (40%) voor

de landbouw en semi-natuurlijke gebieden. Voor de Mediterrane habitats scoorden beide transectmethoden net onder de 50%.

Interessant om op te merken is dat in beide studies de kleurvallen in vijf clusters opgesteld stonden. Vermits de reikwijdte van dergelijke kleurvallen slechts enkele meter is wordt er een veel kleinere oppervlakte gesampled dan bij de transecten waar enkele honderden meter worden afgewandeld. Daarnaast werden in de kleurvallen 6x verspreid over het seizoen voor 48u opgesteld terwijl de transecten 10x over het seizoen uitgevoerd werden. Volgens de onderzoekers zou dit echter een verwaarloosbaar effect hebben omdat beide toch over het ganse seizoen verspreid waren.

In beide studies waren de diversiteitsschattingen bekomen met de kleurvallen en beide transecttypes steeds sterk gecorreleerd met de aanwezige bijensoortenrijkdom (som van alle soorten bekomen met alle toegepaste technieken).

Van de methoden die een brede range aan bijentypes kunnen detecteren scoorden de observatieplots het laagst met slechts 10%-20% van de aanwezige soorten. Zoals te verwachten vingen de nestvallen in totaal het laagst aantal soorten omdat ze alleen in holte nestelende bijen aantrekken. Geen van de twee methoden bereikte 10%.

Rubene et al. (2015) vergeleken kleurvallen, raamvallen en nestvallen. Hun studie werd uitgevoerd in “clear-cuts” in de boreale naaldbossen in zuid-centraal Zweden. Wanneer alle bijensoorten samengenomen werden vonden ze geen verschil tussen de kleurvallen en raamvallen die beide ongeveer 70% van de aanwezige soorten omvatten. Wanneer de soorten opgesplitst werden tussen pollen collecterende bijen en in dood hout nestelende bijen en wespen was er echter wel een duidelijk verschil. De kleurvallen vingen ongeveer 80% van de pollen collecterende soorten en iets minder dan 45% van de doodhoutnesters. Voor raamvallen was het patroon omgekeerd. Zij onderschepten ongeveer 80% van de doodhoutnesters en ongeveer 40% van de pollen collecterende bijensoorten. Zoals te verwachten behaalde de nestvallen weer veruit de slechtste resultaten met minder dan 10% van de soorten.

4.2.2.2 Vangstintensiteit

Westphal et al. (2008) gingen ook na met welke vangstintensiteit de verschillende methoden dienen toegepast te worden om tot een representatieve resultaten te komen. Zij gebruikten een arbitraire maatstaf waarbij de vangstmethode minstens 50% van de aanwezige soorten (gevangen met alle methoden) moet kunnen detecteren. Zij gaan ervan uit dat wanneer die 50% bereikt wordt de meeste algemene soorten wel gedetecteerd zullen worden en dat tegelijkertijd ook een representatief deel van de zeldzame soorten in de stalen aanwezig zullen zijn. Wanneer verwacht wordt dat (bijna) alle soorten moeten gemonitord worden zal dit percentage moeten opgetrokken worden.

Voor kleurvallen blijken vijf clusters (met de drie kleuren), drie maal herhaald in een seizoen voor landbouwgebied en 6 maal herhaald in (semi)-natuurlijk habitat genoeg om tot een goede schatting (70%-90% van de soorten) te krijgen van de soortendiversiteit in alle landen waar de methoden getest werden. Bij Westphal et al. (2008) stonden de kleurvallen 6x 2dagen opgesteld. Bij Rubene et al. (2015) stonden de vallen constant over het ganse seizoen opgesteld. Ook hier werd 70% van de aanwezige soorten (met alle gebruikte methoden samen) gedetecteerd.

Voor de transect methoden hangt de efficiëntie zeer sterk af van de bijenkennis van de persoon die de transecten loopt. De studie van Westphal et al. (2008) toonde aan dat wanneer het transect gelopen wordt door minder ervaren personen (Zweden, Polen) de 50% kwaliteitsnorm nooit gehaald wordt in landbouwgebied, noch voor standaard transecten, noch voor variabele transecten. Dit zal ook niet het geval zijn als de transectlengte (en dus ook tijd) aanzienlijk vergroot worden. In (semi)-natuurlijk habitat is het soms mogelijk, maar dan moet een standaard transect minstens 110 minuten duren (10x herhaald in een seizoen). Een variabel transect moet meer dan 15x gelopen worden in een seizoen.

In (semi)-natuurlijke gebieden kan soms wel de norm van 50% gehaald worden als de transecten gelopen worden door getrainde experts (Verenigd Koninkrijk, Duistland) (Westphal et al., 2008). De resultaten blijven wel zeer variabel. In sommige gebieden is het soms mogelijk om de norm reeds te halen met 10 herhalingen van 35 min vaste transecten of 7 herhalingen met 30 min variabele transecten. In andere gebieden moet de inspanning groter zijn 10 herhalingen van 1u vaste transecten. Ook Nielsen et al. (2011) vonden sterke verschillen tussen verschillende

transectlopers waarbij het aantal opgemerkte soorten tot bijna 3x hoger kan zijn bij meer ervaren personen. Het aantal opgemerkte individuen kan bij ervaren veldwerkers zelfs tot 6x hoger liggen.

Er is een studie waaruit bleek dat transecten de aanwezige bijengemeenschappen beter weergaven dan kleurvallen (Cane et al., 2000). Er zijn twee mogelijke verklaringen. Cane et al. (2000) hadden hun kleurvallen gewoon op de grond geplaatst. Het is echter aangetoond dat wanneer kleurvallen net boven de vegetatie geplaatst worden zoals bij (Westphal et al., 2008), de efficiëntie van de vallen beduidend toeneemt (Stephen & Rao, 2005). Het team van Cane et al. (2000) bestond ook uit experts die de bijenfauna van hun studiegebied op en top kenden wat er ook toe bijdraagt dat hun transect efficiëntie gevoelig toeneemt.

In de hogergenoemde studies haalden de observatie plots en de nestvallen nooit de 50% norm. Dit zou ook niet lukken als de intensiteit binnen uitvoerbare maten zou uitgebreid worden.

Belangrijk om nog op te merken is dat bijenactiviteit niet alleen sterk varieert doorheen het seizoen, maar ook doorheen de dag (Williams et al., 2001). Verschillende soorten kunnen dan ook hun activiteiten concentreren op verschillende momenten van de dag (Linsley & Cazier, 1972; Minckley et al., 1999; Tepedino, 1981). De timing van een transectloop kan dus de resultaten sterk beïnvloeden. Kleurvallen die gedurende de ganse dag actief zijn worden daar niet door beïnvloed.

Wat in de vorige vergelijkende studies niet aan bod kwam was dat sommige veldmethoden kunnen “biased” zijn door soorten met bepaalde kenmerken meer of minder te bemonsteren (Roulston et al., 2007; Wilson et al., 2008).

Bij de transectmethoden en de observatieplots worden de wilde bijen gezocht op zicht. Traag bewegende, grotere en meer kleurrijke soorten worden daarbij gemakkelijker opgemerkt dan de snelbewegende, kleinere soorten met onopvallende kleuren. Zoals eerder aangehaald speelt de ervarenheid van de veldwerker een belangrijke rol. Maar zelfs tussen experts met ruime ervaring kunnen verschillen optreden. De aandacht kan bijvoorbeeld meer getrokken worden door voor hen nieuwe soorten of door soortengroepen waar ze meer vertrouwd mee zijn en/of waarin ze meer geïnteresseerd zijn. De kennis omtrent de microhabitat preferentie van soorten en dus ook de kennis waar best gezocht wordt naar deze soorten kan ook variëren tussen experts.

Passieve vangstmethoden zijn niet onderhevig aan hoger vernoemde “bias” van de veldwerker. Maar ook deze methoden verzamelen niet alle soorten in dezelfde mate. Nestvallen trekken alleen soorten aan die nesten maken in holtes. Kleurvallen trekken soorten aan met contrasterende nestplaats preferentie en levensgeschiedenis maar hebben de tendens om kleinere soorten onevenredig te verzamelen ten opzichte van de grotere soorten (Cane et al., 2000; Roulston et al., 2007). Er zijn ook indicaties dat de aantrekkingskracht van de kleurvallen voor bijen beïnvloed wordt door omringende bloemen (Mayer, 2005; Wilson et al., 2008).

4.2.3 Selectie van de methode

Geen enkele van de behandelde methoden slaagt er in om een volledig beeld te vormen van de aanwezige soortendiversiteit op een bepaalde plaats. Uit de vergelijkende studies kwamen de kleurvallen er als beste uit. De combinatie van witte, gele en blauwe UV-reflecterende kleurvallen ving het grootste aantal soorten (hoogste percentage van de aanwezige soorten) en het grootste aantal individuen. Het grootste voordeel is dat deze inventarisatiemethode niet onderhevig is aan de expertise van de veldwerker. Dit is zeer belangrijk voor monitoringsefficiëntie op grote schaal en op lange termijn, vooral als daar veldwerkers met minder ervaring moeten ingezet worden. Vermits de vallen data verzamelen op een gestandaardiseerde manier zijn ze optimaal te gebruiken in een statistisch gestandaardiseerd meetnet. Deze methode heeft ook nog enkele andere praktische voordelen. Ze zijn redelijk goedkoop te fabriceren, betrouwbaar en eenvoudig te gebruiken. Ze zijn in staat om ook kleinere bijen te onderscheppen welke tijdens transecten gemakkelijk over het hoofd gezien, vooral door minder ervaren veldwerkers. Ze kunnen ook bijen aantrekken wanneer er geen bloemen aanwezig zijn. De verkregen data zijn eenvoudig te kwantificeren. Er zijn ook nadelen aan de kleurvallen verbonden. De vallen onderscheppen naast bijen ook andere bloembezoekende insecten of andere diertjes die per ongeluk in de vallen terecht komen. Dit kan echter ook als een voordeel gezien worden omdat op deze manier ook een inschatting gemaakt wordt van de toestand en trends van andere pollinator taxa. Een studie uitgevoerd op 26 plaatsen waarbij om de 2 weken bijen werden gevangen met sleepnetten en kleurvallen toonde aan dat het herhaalde wegvangen van een op het eerste zicht groot aantal bijen ook geen invloed heeft op bijen abundantie, soortenrijkdom en evenness of de samenstelling

van de functionele groepen (Gezon et al., 2015). Een belangrijk nadeel van de kleurvallen is dat ze in tegenstelling tot transecten nog een hoog post-veld verwerkingstijd vragen. Het verzamelde materiaal moet getrieerd en geïdentificeerd worden. Er wordt momenteel wel gewerkt aan het automatiseren van bijen identificatie aan de hand van beeldanalyse van de vleugels (Santana et al., 2014) en DNA barcoding (Sheffield et al., 2009), maar die technieken zijn momenteel nog niet ter beschikking.

De algemene soortsaamenstelling van de transecten was vrij gelijkaardig aan die van de kleurvallen. Alhoewel ze globaal genomen minder efficiënt zijn dan de kleurvallen geven ze ook een goed beeld van de totale soortenrijkdom. De gestandaardiseerde transecten zouden dan ook kunnen ingezet worden in een meetnet. Een groot nadeel van de transecten blijft natuurlijk de sterke collectors bias te wijten aan verschillen in ervaring en veldkennis. De transecten kunnen dan ook alleen toegepast worden in grootschalige meetnetten na een doorgedreven taxonomische training en standaardisering van de kennis en ervaring van de veldwerkers. Transectlopen voor wilde bijen en hommels zou kunnen gecombineerd worden met transecten voor monitoring van dagvlinders vermits de setup van beide methoden zeer gelijkend is (Pollard, 1977). Momenteel worden er echter ook niet veel transecten gelopen voor vlinders in Vlaanderen (Maes et al., 2011b).

4.3 Van steekproef tot meetnet

Een probleem bij het detecteren van trends in bijengemeenschappen is dat ze grote variatie vertonen in ruimte en tijd (Oertli et al., 2005; Rollin et al., 2015; Williams et al., 2001). Tijdens een vijfjarige studie van de bijen die *Lavandula latifolia* bezoeken in Spanje werd slechts één derde van de soorten elk jaar gezien (Herrera, 1988). Een gelijkaardige variatie werd opgemeten bij herhaalde metingen gedurende 7 dagen over hetzelfde transect en tussen transecten die slechts 300m uit elkaar liggen. Dergelijke grote variatie werd ook genoteerd voor andere florasystemen en over andere ruimtelijke en temporele schalen (Minckley et al., 1999). Oertli et al. (2005) vonden in een meerjarige studie dat van de 247 gevonden soorten er 25.5% slechts in één jaar gevonden werden. Een review gebaseerd op 8 studies (drie tropische en vijf in gematigde streken) over meerdere jaren (2-4 jaar en 17-21 jaar) gaf aan dat de gemiddelde abundantie en soortenrijkdom in een bijengemeenschap op een bepaalde plaats van jaar tot jaar kan variëren met een factor 2 (Roubik, 2001). Dat wil dus zeggen dat een populatie van jaar tot jaar kan halveren of verdubbelen.

Een ander kenmerk van bijenfauna's dat problemen kan opleveren is dat ze, zelfs op lokaal niveau, een grote proportie aan zeldzame soorten bevatten (Michener, 2008). Bijengemeenschappen in een bepaalde locatie kunnen meer dan 100 soorten omvatten. In de studies die deze resultaten rapporteerden bleek dat zelfs na grondig en veelvuldig verzamelen 16% tot 42% van de soorten maar door één enkel specimen vertegenwoordigd waren (singletons). De aanwezigheid van zo een groot aantal singletons kan verschillende betekenissen hebben (Williams et al., 2001): (1) Het is mogelijk dat de steekproef niet groot genoeg was; (2) er bestaat een echt patroon dat er vele zeldzame soorten, inherent aan hun levenscyclusgeschiedenis, in bijengemeenschappen voorkomen; (3) Een bijengemeenschap herbergt tijdelijk een aantal soorten die op die plaats niet succesvol zijn (kunnen op een andere plaats wel in grotere aantallen voorkomen). Deze drie mogelijkheden hebben elk specifieke implicaties voor de stabiliteit van bijengemeenschappen en -populaties en het beheer daarvan.

De aanwezigheid van (een groot aantal) zeldzame soorten en de grote spatiale variabiliteit en temporele fluctuaties maakt dat het detecteren van trends zeer moeilijk kan zijn, tenzij die trends zeer dramatisch zijn of wanneer de inspanningen van de monitoring zeer hoog worden, soms zo hoog dat het bijna onmogelijk wordt om ze te implementeren (Roubik, 2001; Williams et al., 2001).

4.3.1 Een statistisch verantwoord meetnet

Lebuhn et al. (2013) evalueerden modelmatig of een monitoringsprogramma kan ontwikkeld worden en hoe dat dan moet opgebouwd zijn om op regionale/nationale/globale schaal een verandering in bijengemeenschappen waar te nemen op een tijdschaal van 5 jaar op een kostefficiënte manier. Als indicator gebruiken zij soortenrijkdom. Hiervoor moeten een aantal factoren bepaald worden: hoe groot is de natuurlijke variatie (in tijd en ruimte) in stabiele bijengemeenschappen? Welke verandering willen we kunnen waarnemen? Met welke zekerheid willen we die verandering waarnemen als ze effectief plaatsvindt (power)?

Om de natuurlijke variatie in te schatten maakten ze gebruik van 11 multi-jaar studies. In deze studies werden zeven verschillende methoden toegepast om de data in het veld te verzamelen. Voor de inschatting van de modelparameters werd vertrokken van een design waarbij er 30 kleurvallen per plaats opgesteld staan gedurende

een gans jaar. Deze vallen worden om de 2 weken leeggemaakt (26x per jaar). De vallen moeten 2x gespreid binnen de 5 jaar op een plaats opgesteld worden.

Om de tijd en kosten in te schatten voor het identificeren (van sorteren over op naam brengen tot en met het in een databank invoeren) van het materiaal werd gebruik gemaakt van een studie uitgevoerd in Zion National Park (USA) en een Europese studie. De tijd wordt hierbij geschat op 1.05 tot 1.25 minuten per individu. Om de dieren tot op morphospecies te identificeren (voorsorteren) is ca. 12 seconden per individu nodig. Lebuhr et al. (2013) berekenden dat de totale tijd (van veldwerk tot en met invoeren in database) voor een plaats ongeveer 201 uren bedraagt. Voor 100 plaatsen komt dan neer op 20076 uren, of 10.45 personen die gedurende 48 weken daaraan werken (5 dagen per week, 40 uur per week). Door het opzetten van de vallen te spreiden over de jaren kunnen de inspanningen en dus ook de kost gespreid worden over 10 jaar zodat het ongeveer neerkomt op een jaarlijkse kost van 1 persoon. Gebaseerd op onkostenschattingen van ruimtelijk uitgebreide monitoring in Europa (www.alarmproject.net) en de Verenigde Staten (Lebuhr et al., 2013) schatten de auteurs in dat een monitoringnetwerk met 200-250 steekproefplaatsen, elk 2x binnen de 5 jaar onderzocht, genoeg power zou hebben om met 90% zekerheid een kleine (2%-5%) jaarlijkse daling te detecteren (8%-14% cumulatief over 5 jaar). De kostprijs hiervoor zou ongeveer op 2 000 000 US\$ uitkomen (Tabel 1). Het grootste deel van de kost zit in het identificeren van de soorten. Voor een meetnet dat een jaarlijkse daling van 1% (5% cumulatief) kan detecteren zouden meer dan 300 steekproefplaatsen nodig zijn.

De hogere inschatting van het aantal steekproefplaatsen nodig om tot de ingeschatte detectiekans te komen is berekend voor een regio/land. Dit impliceert dat als men een uitspraak wil doen over 2 regio's, dan moet dat aantal steekproefvlakken gekozen worden voor elke regio apart. Hetzelfde geldt als men bijvoorbeeld een uitspraak wil doen per habitatype. Veel hangt af van de natuurlijke variantie in de regio die men wil onderzoeken. Indien deze variantie lager is kan een kleiner aantal steekproefplaatsen voldoen. Het omgekeerde geldt wanneer de natuurlijke variantie hoger is.

Tabel 1. De kost en power om een 1% jaarlijkse (5% cumulatief), 2% jaarlijkse (8% cumulatief), 5% jaarlijkse (14% cumulatief), en 7% jaarlijkse (25% cumulatief) daling in totale abundantie van de bijen vast te stellen (Lebuhr et al., 2013).

Aantal Plaatsen	Geschatte kost (US \$)	Power om x% daling te detecteren			
		1%	2%	5%	7%
25	390 315	0.13	0.27	0.69	0.79
50	616 555	0.16	0.4	0.89	0.95*
75	842 794	0.27	0.57	0.98*	1*
100	1,069 034	0.34	0.69	1*	1*
200	1 973 993	0.5	0.93*	1*	1*
300	2 878 953	0.56	0.97*	1*	1*

* Power > 90% (aanbevolen minimum power voor monitoring)

Het artikel werd door Tepedino et al. (2015) sterk bekritiseerd. Op een aantal punten werden deze opmerkingen door Lebuhr et al. (2015) op een afdoende manier weerlegd. Enkele van de opmerkingen van Tepedino et al. (2015) zijn wel belangrijk in het licht van het ontwikkelen van een meetnet in Vlaanderen.

Lebuhr et al. (2013) berekenden dat de jaarlijkse natuurlijke variatie in bijenpopulaties gemiddeld 31.22% bedraagt. Volgens Tepedino et al. (2015) is dit een grote onderschatting en vermits dat deze variatie omgekeerd evenredig is met de power van het meetnet suggereert dat het aantal ingeschatte steekproefplaatsen te laag is. Lebuhr et al. (2015) weerleggen dit echter en wijzen er op dat er momenteel geen studies zijn die aanwijzen dat de variatie hoger zou zijn. Deze discussie geeft wel aan dat een goede inschatting van de natuurlijke variatie in de te onderzoeken regio van belang is.

Een steekproef design waarbij de vallen 26 maal (om de 2 weken) leeggehaald worden over een gans jaar is niet realistisch. Zeker in gematigde streken zoals hier in Vlaanderen is de vliegtijd van bijen korter (maart – oktober).

Lebuhn et al. (2013) hebben in hun tijd- en kostenberekeningen geen rekening gehouden met het veldwerk dat moet uitgevoerd worden, meer bepaald de inspanningen nodig voor het uitzetten en leegmaken van de vallen. Lebuhn et al. (2013) rekenen 100 minuten (33.50 US\$) per steekproefdatum. Volgens Tepedino et al. (2015) wordt hierbij geen rekening gehouden met de reistijden nodig om de steekproefplaatsen te bereiken. Men zou minstens 240 minuten (80 US\$ per steekproefdag) moeten gerekend worden. Dit is dus ook een punt dat duidelijk in de berekening moet opgenomen worden bij het ontwerp van een meetnet.

Een opmerking van Tepedino et al. (2015) geldt eigenlijk voor de meeste monitoringnetwerken, ook deze die momenteel lopen in Vlaanderen. Om in de praktijk bruikbaar te zijn zou monitoring gericht moeten zijn op het testen van specifieke hypothesen, meer dan het opvolgen van een breed doel als het opvolgen van de abundantie een soortenaantallen op 200 ongerepliceerde plaatsen. Met het voorgestelde protocol is het niet mogelijk om na te gaan welke locaties, habitats of soorten er mogelijk onder druk staan en zeker niet om te achterhalen wat dan de mogelijke oorzaken zijn of om mogelijke remedies voor te stellen. Na 10 jaar data verzamelen en miljoenen geld uitgegeven te hebben zouden we niet verder staan als nu en zouden we nog steeds dezelfde maatregelen nastreven die we nu ook al toepassen. Het uitvoeren van een aantal studies met het doel specifieke antropogene drukken te onderzoeken in goed uitgezochte locaties zou veel meer informatie leveren voor het beheer van bijenpopulaties (Winfree et al., 2009). Alleen met een dergelijke oordeelkundig gekozen mix van representatieve monitoringstudies zullen we kunnen leren waar bijenpopulaties daadwerkelijk afnemen, kunnen we de stressoren identificeren die die daling veroorzaken en kunnen we acties afleiden die nodig zijn om deze neerwaartse trend om te keren. Lebuhn et al. (2015) zijn het daar niet volledig mee eens. Zij stellen dat een bewijs van een wijdverspreide achteruitgang voor de meeste taxa nog ontbreekt. Een algemene monitoring is dus nodig om het beleid en NGO's er toe over te halen om de nodige middelen ter beschikking te stellen voor toekomstige mitigerende acties.

4.3.2 Identificatie tot op hoger taxonomisch niveau

Eén van de mogelijkheden die geopperd wordt door Lebuhn et al. (2013) om hun theoretisch onderbouwd meetnet te vereenvoudigen is om de gevangen individuen niet tot op soortniveau te identificeren, maar wel tot op genus niveau of zelfs hoger taxonomisch niveau zoals bv. subfamilie. De identificatie tot op soortniveau is immers veelal gelimiteerd door een gebrek aan taxonomische expertise en een grote investering qua tijd en geld (van Rijn et al., 2014). Identificaties tot op genusniveau zou redelijk gemakkelijk zijn en aan te leren op een paar dagen tot enkele weken voor een studie op lokale schaal. Opleiding voor identificatie tot op soortniveau neemt al snel enkele maanden tot jaren in beslag afhankelijk van de soortendiversiteit in een regio. Volgens Lebuhn et al. (2013) zou de efficiëntie van het meetnet daar niet of maar weinig onder leiden.

Door de hoger genoemde limiterende factoren wordt de hogere taxon benadering (HTB) vrij algemeen toegepast in monitoringsprogramma's (Nakamura et al., 2007). Empirische testen hebben echter uitgewezen dat de mate waarin de HTB een goede weergave geeft van de reële soortensamenstelling van een gemeenschap sterk kan afhangen van de taxonomische resolutie en biogeografische regio (Báldi, 2003; Cardoso et al., 2004; Lovell et al., 2007; Mandelik et al., 2007). Deze bevindingen hebben er toe geleid dat er nog serieuze verwarring bestaat over de bruikbaarheid van de HTB.

van Rijn et al. (2014) voerden een analyse uit gebaseerd op 112 plaatsen van drie datasets: woestijn, Middellandse Zee en gematigd (Pennsylvania en New Jersey, samen 38 plaatsen). Elke dataset bestond uit twee onafhankelijke studies uitgevoerd op verschillende plaatsen en jaren. Hun studie toonde aan dat de betrouwbaarheid van genus niveau data als een surrogaat voor soortniveau patronen sterk verschilde tussen datasets. Voor de studies in de gematigde streken verklaarde genusrijkdom 77% van de soortenrijkdom. Voor het subfamilieniveau was dit slechts 34%. Wanneer de data gebruikt worden om de verschillende bijengemeenschappen te vergelijken tussen plaatsen verklaarde de genusniveau similariteiten 83% van de similariteiten op soortniveau. Voor subfamilieniveau was dit ook weer lager met 70%. De resultaten van deze studie geven aan dat door slechts tot op genus niveau te identificeren er informatieverlies van 23% optreedt voor "rijkdom" inschatting. De schatting was ook zeer variabel tussen plaatsen en daarom moeilijk te voorspellen.

van Rijn et al. (2014) vonden ook dat de efficiëntie van de HTB sterk kan beïnvloed worden door de manier waarop de soorten over de genera gespreid zijn (genera met weinig soorten versus genera met veel soorten). De aanwezigheid van soortenrijke genera kan de mate waarin de HTB een goede weerspiegeling is van de soortenrijkdom sterk verminderen.

Het feit dat de fylogenie van vele soortenrijke insectengroepen nog niet stabiel zijn maakt dat door toekomstige taxonomische revisies soorten tussen genera zullen verschuiven waardoor de HTB benadering niet stabiel is (Michener, 2008). De grote variatie die gevonden werd in de performantie van de HTB methode om de lokale soortenrijkdom en -compositie van bijengemeenschappen in te schatten maakt dat men zeer omzichtig moet omspringen met het inzetten van deze methode. HTB-inschattingen kunnen niet gecorrigeerd worden indien taxonomische verschuivingen tussen genera en subfamilies optreden, daar geen informatie over de soorten beschikbaar is.

4.3.3 Inzet van vrijwilligers

Uit de studie van Lebuhn et al. (2013) blijkt dat de kosten van een monitoring meetnet voor wilde bijen sterk kunnen oplopen als deze door professionelen moet uitgevoerd worden. De vraag stelt zich of het werk ook zou kunnen uitgevoerd worden door vrijwilligers, ondersteund door professionele coördinatie (Citizen science). Citizen science programma's hebben reeds in een aantal gevallen data van voldoende kwaliteit opgeleverd zodat ze kunnen aangewend worden in conservatie en beheerprogramma's voor verschillende taxa. Zo worden bijvoorbeeld in Vlaanderen vrijwilligers ingezet bij de monitoring van algemene broedvogels en overwinterende watervogels (refs). Zo bestaat er ook een citizen science project "beespotter" in de Verenigde Staten (bespotter.org). Dit is echter beperkt tot het samenbrengen van losse waarnemingen en geen monitoringproject. Mogelijke voordelen van het inzetten van vrijwilligers in ecologische monitoring zijn een ruimtelijke en temporele uitbreiding van de steekproefinspanningen, een reductie van de kosten en een educatief en recreatief voordeel voor de vrijwilligers (Bonney et al., 2009). Het blijkt echter dat de kwaliteit van data verzameld door vrijwilligers niet steeds van goede kwaliteit is (Genet & Sargent, 2003).

Kremen et al. (2011) voerden in de Verenigde Staten een onderzoek uit om na te gaan of data verzameld door vrijwilligers kwalitatief genoeg zijn om te gebruiken in een monitoringmeetnet voor pollinatoren (voornamelijk wilde bijen). Er werden zowel vrijwilligers ingezet als professionelen. Geen enkele van de vrijwilligers had ervaring met pollinatoren. Zij kregen elk een tweedaagse opleiding ondersteund door de professionelen. 13 vrijwilligers leerden daarbij bijen en groepen van bijen te identificeren volgens een hiërarchisch systeem. Sommige van die groepen bestonden uit één enkele soort (bv *Bombus vosnesenskii*), andere omvatte een volledige familie (bv Megachilidae).

De vrijwilligers moesten op 17 plaatsen langzaam transecten lopen gedurende één uur en alle geobserveerde bijen en hommels noteren volgens het hiërarchisch systeem. Tegelijkertijd liepen 9 professionelen (ervaring > 3 jaar) langs hetzelfde transect en vingden bijen en hommels met een net. Daarnaast werden ook kleurvallen (wit, geel, blauw) opgesteld langs het traject. De met netten en kleurvallen verzamelde insecten werden dan later in het labo geïdentificeerd tot op soortniveau. Om de data tussen de vrijwilligers en professionelen te vergelijken werden de soortendata van de professionelen gegroepeerd in dezelfde groepen die de vrijwilligers moesten herkennen.

De onderzoekers vonden dat er positieve correlaties waren tussen de data van de getrainde vrijwilligers en deze van de professionelen. Deze correlaties waren echter laag (r^2 tussen 16% en 36%). Daarnaast waren er ook duidelijke verschillen tussen beide groepen. Zo detecteerden de vrijwilligers minder dan de helft van de bijengroepen die de professionelen vonden.

Een probleem met de proefopzet van deze studie is wel dat het onmogelijk is om verschillen tussen professionelen en vrijwilligers te onderscheiden van verschillen door het gebruik van verschillende technieken. De vrijwilligers verzamelde immers data door dieren te observeren in het veld terwijl de professionelen de dieren vingden om later te observeren in het labo. Vorige studies toonden reeds aan dat observaties, zelfs door professionelen, minder efficiënt zijn dan in het detecteren van soortenrijkdom dan kleurvallen (Westphal et al., 2008). Daarnaast is zoals in het vorige hoofdstuk reeds aangehaald is het gebruik van hogere taxonomische niveaus waar soorten gegroepeerd worden zoals in deze studie met de nodige omzichtigheid moet aangewend worden daar de relatie met reële soortenrijkdom twijfelachtig is. Ook in deze studie was er slechts een zeer laag verband tussen de groepsrijkdom (observaties) en soortenrijkdom (netten en kleurvallen) ($R^2 = 6.8\%$).

Een aspect dat niet behandeld werd in deze studie is de bereidwilligheid van de vrijwilligers om de inspanningen over meerdere jaren vol te houden. Dit is zeker van belang daar monitoringdata over lange termijn op gestandaardiseerde wijze moeten blijven verzameld worden. Daar waar vrijwilligers soms gemakkelijk ingezet

kunnen worden voor éénmalige studies blijkt de bereidwilligheid af te nemen wanneer dit over meerdere jaren moet herhaald worden.

5 Referenties

- Báldi A. (2003). Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology* 4(6):589-593.
- Banaszak J., Banaszak-Cibicka W., Szefer P. (2014). Guidelines on sampling intensity of bees (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *J Insect Conserv* 18(4):651-656.
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D. et al. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785):351-354.
- Bonney R., Cooper C.B., Dickinson J., Kelling S., Phillips T., Rosenberg K.V., Shirk J. (2009). Citizen Science: A Developing Tool for Expanding Science Knowledge and Scientific Literacy. *BioScience* 59(11):977-984.
- Cane J.H., Kervin L.J., McKinley R. (2013). Sensitivity of Systematic Net Sampling for Detecting Shifting Patterns of Incidence and Abundance in a Floral Guild of Bees at *Larrea tridentata*. *Journal of the Kansas Entomological Society* 86(2):171-180.
- Cane J.H., Minckley R.L., Kervin L.J. (2000). Sampling Bees (Hymenoptera: Apiformes) for Pollinator Community Studies: Pitfalls of Pan-Trapping. *Journal of the Kansas Entomological Society* 73(4):225-231.
- Cardoso P., Silva I., de Oliveira N.G., Serrano A.R.M. (2004). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 117(4):453-459.
- Carvalho L.G., Kunin W.E., Keil P., Aguirre-Gutiérrez J., Ellis W.N., Fox R., Groom Q., Hennekens S., Van Landuyt W., Maes D. et al. (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 16(7):870-878.
- Colla S., Gadallah F., Richardson L., Wagner D., Gall L. (2012a). Assessing declines of North American bumble bees (*Bombus* spp.) using museum specimens. *Biodivers Conserv* 21(14):3585-3595.
- Colla S.R., Ascher J.S., Arduser M., Cane J., Deyrup M., Droege S., Gibbs J., Griswold T., Hall H.G., Henne C. et al. (2012b). Documenting Persistence of Most Eastern North American Bee Species (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) to 1990–2009. *Journal of the Kansas Entomological Society* 85(1):14-22.
- Dias B.S.F., Raw A., Imperatri-Fonseca V.L. (1999). International pollination initiative: the São Paulo declaration on pollinators. Report on the recommendations of the workshop on the conservation and sustainable use of pollinators in agriculture with emphasis on bees. Brasília, Brazil: Brazilian Ministry of the Environment
- Ebeling A., Klein A.-M., Schumacher J., Weisser W.W., Tschardt T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos* 117(12):1808-1815.
- Genet K.S., Sargent L.G. (2003). Evaluation of Methods and Data Quality from a Volunteer-Based Amphibian Call Survey. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 31(3):703-714.
- Gezon Z.J., Wyman E.S., Ascher J.S., Inouye D.W., Irwin R.E. (2015). The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity. *Methods in Ecology and Evolution*:n/a-n/a.
- Ghazoul J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution* 20(7):367-373.
- Heneberg P., Bogusch P. (2014). To enrich or not to enrich? Are there any benefits of using multiple colors of pan traps when sampling aculeate Hymenoptera? *J Insect Conserv* 18(6):1123-1136.
- Herrera C.M. (1988). Variation in mutualisms: the spatiotemporal mosaic of a pollinator assemblage. *Biological Journal of the Linnean Society* 35(2):95-125.
- Kirk W.D.J. (1984). Ecologically selective coloured traps. *Ecological Entomology* 9(1):35-41.
- Klein A.-M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tschardt T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274(1608):303-313.
- Kremen C., Ullman K.S., Thorp R.W. (2011). Evaluating the Quality of Citizen-Scientist Data on Pollinator Communities. *Conservation Biology* 25(3):607-617.
- Lebuhn G., Droege S., Connor E.F., Gemmill-Herren B., Potts S.G., Minckley R.L., Griswold T., Jean R., Kula E., Roubik D.W. et al. (2013). Detecting Insect Pollinator Declines on Regional and Global Scales. *Conservation Biology* 27(1):113-120.
- Lebuhn G., Droege S., Connor E.F., Gemmill-Herren B., Potts S.G., Minckley R.L., Jean R.P., Kula E., Roubik D.W., Wright K.W. et al. (2015). Evidence-based conservation: reply to Tepedino et al. *Conservation Biology* 29(1):283-285.
- Linsley E.G., Cazier M.A. (1972). Diurnal and seasonal behavior patterns among adults of *Protophaga gloriosa* (Hymenoptera, Oxaeidae). *American Museum novitates* 2509:1-25.
- Lovell S., Hamer M., Slotow R., Herbert D. (2007). Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation* 139(1–2):113-125.
- Maes D., Declerck K., De Bruyn L., Hoffmann M. (2011a). Nieuwe Rode Lijstcategorieën en -criteria voor Vlaanderen. Een aanpassing aan de internationale IUCN-standaarden. *Natuurfocus* 10(2):54-61.

- Maes D., Vanreusel W., Jacobs I., Berwaerts K., Van Dyck H. (2011b). Een nieuwe Rode Lijst dagvlinders. De IUCN-criteria toegepast in Vlaanderen. *Natuurfocus* 10(2):62-71.
- Mandelik Y., Dayan T., Chikatunov V., Kravchenko V. (2007). Reliability of a Higher-Taxon Approach to Richness, Rarity, and Composition Assessments at the Local Scale. *Conservation Biology* 21(6):1506-1515.
- Mayer C. (2005). Does Grazing Influence Bee Diversity? *African Biodiversity*: Springer US. p 173-179.
- Michener C.D. (2008). The bees of the world. Baltimore, Maryland, USA: Johns Hopkins University Press.
- Minckley R.L., Cane J.H., Kervin L., Roulston T.H. (1999). Spatial predictability and resource specialization of bees (Hymenoptera: Apoidea) at a superabundant, widespread resource. *Biological Journal of the Linnean Society* 67(1):119-147.
- Nakamura A., Catterall C., House A.N., Kitching R., Burwell C. (2007). The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *J Insect Conserv* 11(2):177-186.
- Nielsen A., Steffan-Dewenter I., Westphal C., Messinger O., Potts S., Roberts S.M., Settele J., Szentgyörgyi H., Vaissière B., Vaitis M. et al. (2011). Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecol Res* 26(5):969-983.
- Oertli S., Müller A., Dorn S. (2005). Ecological and seasonal patterns in the diversity of a species-rich bee assemblage (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Eur J Entomol* 102(1):53-63.
- Okland B. (1996). A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology* 93(2):195-209.
- Peeters T.M.J.T.M.J., Nieuwenhuijsen H.H., Smit J.J., Van Der Meer F.F., Raemakers I.P.I.P., Heitmans W.R.B.W.R.B., Van Achterberg K.K., Kwak M.M., Loonstra A.J.A.J., De Rond J.J. et al. (2012). De Nederlandse bijen (Hymenoptera: Apidae S.L.). Leiden: Naturalis Biodiversity Center.
- Pollard E. (1977). A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation* 12(2):115-134.
- Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O., Kunin W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25(6):345-353.
- Rasmont P., Mersch P. (1988). Première estimation de la derive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae). *Annalen van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Dierkunde* 188:141-147.
- Rasmont P., Pauly A., Terzo M., Patiny S., Michez D., Iserbyt I., Barbier Y., Haubruge E. (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. Rome: Food and Agriculture Organisation.
- Rollin O., Bretagnolle V., Fortel L., Guilbaud L., Henry M. (2015). Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage. *Biodivers Conserv* 24(5):1195-1214.
- Roubik D.W. (2001). Ups and downs in pollinator populations: When is there a decline? *Conservation Ecology* 5(2):<http://consecol.org/vol5/iss1/art2>.
- Roulston T.a.H., Smith S.A., Brewster A.L. (2007). A Comparison of Pan Trap and Intensive Net Sampling Techniques for Documenting a Bee (Hymenoptera: Apiformes) Fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society* 80(2):179-181.
- Rubene D., Schroeder M., Ranius T. (2015). Estimating bee and wasp (Hymenoptera: Aculeata) diversity on clear-cuts in forest landscapes – an evaluation of sampling methods. *Insect Conservation and Diversity* 8(3):261-271.
- Santana F.S., Costa A.H.R., Truzzi F.S., Silva F.L., Santos S.L., Franco T.M., Saraiva A.M. (2014). A reference process for automating bee species identification based on wing images and digital image processing. *Ecological Informatics* 24:248-260.
- Scheper J., Reemer M., van Kats R., Ozinga W.A., van der Linden G.T.J., Schaminée J.H.J., Siepel H., Kleijn D. (2014). Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(49):17552-17557.
- Sheffield C.S., Hebert P.D.N., Kevan P.G., Packer L. (2009). DNA barcoding a regional bee (Hymenoptera: Apoidea) fauna and its potential for ecological studies. *Molecular Ecology Resources* 9:196-207.
- Southwood T.R.E., Henderson P.A. (2000). *Ecological Methods*, 3rd Edition. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Steffan-Dewenter I. (2002). Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology* 27(5):631-637.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C., Tscharntke T. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5):1421-1432.
- Steffan-Dewenter I., Potts S.G., Packer L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology & Evolution* 20(12):651-652.
- Stephen W.P., Rao S. (2005). Unscented Color Traps for Non-Apis Bees (Hymenoptera: Apiformes). *Journal of the Kansas Entomological Society* 78(4):373-380.
- Tepedino V.J. (1981). The Pollination Efficiency of the Squash Bee (*Peponapis pruinosa*) and the Honey Bee (*Apis mellifera*) on Summer Squash (*Cucurbita pepo*). *Journal of the Kansas Entomological Society* 54(2):359-377.

- Tepedino V.J., Durham S., Cameron S.A., Goodell K. (2015). Documenting bee decline or squandering scarce resources. *Conservation Biology* 29(1):280-282.
- Tscharntke T., Gathmann A., Steffan-Dewenter I. (1998). Bioindication Using Trap-Nesting Bees and Wasps and Their Natural Enemies: Community Structure and Interactions. *Journal of Applied Ecology* 35(5):708-719.
- van Rijn I., Neeson T.M., Mandelik Y. (2014). Reliability and refinement of the higher taxa approach for bee richness and composition assessments. *Ecological Applications* 25(1):88-98.
- Westphal C., Bommarco R., Carré G., Lamborn E., Morison N., Petanidou T., Potts S.G., Roberts S.P.M., Szentgyörgyi H., Tscheulin T. et al. (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs* 78(4):653-671.
- Williams N.M., R., Minckley L., Silveira F.A. (2001). Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation Ecology* 5(1).
- Wilson J.S., Griswold T., Messinger O.J. (2008). Sampling Bee Communities (Hymenoptera: Apiformes) in a Desert Landscape: Are Pan Traps Sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society* 81(3):288-300.
- Winfree R., Aguilar R., Vázquez D.P., LeBuhn G., Aizen M.A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90(8):2068-2076.