

# 'FUNCTIONELE' TUINTJES ALS MEETINSTRUMENT VOOR BIODIVERSITEITSGERELATEERDE ECOSYSTEEDIENSTEN IN RURALE LANDSCHAPPEN

**Annelies Loos**

Studentennummer: 01301269

Promotoren: Dr. Ir. Bert Reubens, Prof. Dr. Ir. Kris Verheyen

Tutoren: Ir. Frederik Gerits, Dr. Ir. Lies Messely

Masterproef voorgelegd voor het behalen van de graad Master of Science in de bio-ingenieurswetenschappen: bos- en natuurbeheer

Academiejaar: 2018-2019



# 'FUNCTIONELE' TUINTJES ALS MEETINSTRUMENT VOOR BIODIVERSITEITSGERELATEERDE ECOSYSTEEDIENSTEN IN RURALE LANDSCHAPPEN

**Annelies Loos**

Studentennummer: 01301269

Promotoren: Dr. Ir. Bert Reubens, Prof. Dr. Ir. Kris Verheyen

Tutoren: Ir. Frederik Gerits, Dr. Ir. Lies Messely

Masterproef voorgelegd voor het behalen van de graad Master of Science in de bio-ingenieurswetenschappen: bos- en natuurbeheer

Academiejaar: 2018-2019



Deze pagina is niet beschikbaar omdat ze persoonsgegevens bevat.  
Universiteitsbibliotheek Gent, 2021.

This page is not available because it contains personal information.  
Ghent University, Library, 2021.

# VOORWOORD

Aan iedereen die deze thesis vastgenomen heeft of gedownload heeft, wat ben ik blij dat ik deze thesis aan jullie kan presenteren en ze jullie interesse gewekt heeft! Bij mezelf werd de interesse om deze thesis te schrijven aangewakkerd door mijn eigen plezier bij het tuinieren. Als lid van een studentenvereniging met een moestuin en mijn stage bij een permacultuurproject werd de vraag toch al gesteld of het landschap van belang is voor het telen van allerlei gewassen en voor de biodiversiteit die daarbij kan helpen. Het was dus ongelooflijk interessant om met deze thesis mee een tipje van de sluier daarrond op te tillen.

Om deze thesis mogelijk te maken, ben ik heel wat dank verschuldigd aan heel veel mensen, want voor deze thesis kwam terecht in het fantastische BEL-Landschap-project. Ik wil starten met het bedanken van Ir. Frederik Gerits, Prof. Kris Verheyen, Dr. Bert Reubens en Dr. Lies Messely om dit onderwerp beschikbaar te stellen. Bedankt Frederik, om me bij iedere stap zo goed te begeleiden en voor de steeds opbouwende kritieken. Jouw passie voor het project is aanstekelijk en liet me altijd weer zin en goed moed krijgen om verder te werken. Bedankt Kris en Bert om steeds klaar te staan om verdere vragen te beantwoorden en voor de ondersteuning van het ontwikkelen van het protocol om data te verzamelen tot de laatste data-analyses en verder. En ook Lies wil ik bedanken voor het nalezen en de tips voor de *finishing touch*.

Ook alle andere mensen die betrokken zijn bij BEL-Landschap bedank ik graag. De wekelijkse inzet van meer dan 90 vrijwilligers om alle meetuintjes te verzorgen en op te volgen en data te verzamelen is van onschatbare waarde. Bedankt voor jullie enthousiasme! Ook bedankt aan alle jobstudenten en stagiaires die meehielpen bij het verzamelen van data.

Als laatste wil ik uiteraard nog mijn ouders bedanken om me alle mogelijkheden te geven in het leven die ze me konden bieden en me ondersteunen in mijn keuzes. Bedankt om me de mogelijkheid te geven deze studies te volgen en me te ondersteunen zodat ik ze succesvol kon afwerken! Ook de rest van mijn familie en mijn vrienden bedank ik graag om er voor me te zijn, ook als het even wat minder ging en om voor de nodige dosis ontspanning te zorgen tussen stressvolle momenten door.

Annelies Loos, juni 2018

# SAMENVATTING

Het intensiveren van de landbouw om een hogere productie te bewerkstelligen zorgde voor een minder divers landbouwlandschap en een daling in andere biodiversiteit, waaronder die van natuurlijke plaagbestrijders. Het landschap zelf kan ook een invloed hebben op de diversiteit van die natuurlijke plaagbestrijders en de ecosysteemdiensten die ze leveren. Momenteel is de aard en het mechanisme van dat effect echter nog onduidelijk. Deze thesis analyseert gegevens die in het eerste meetseizoen met een innovatieve meetmethode verzameld werden. De meetinstrumenten die gebruikt werden om de multifunctionele prestatie van een agrarisch ecosysteem te meten, zijn immers gestandaardiseerde vierkante meter 'meettuintjes'. Deze werden verspreid over een studiegebied dat representatief is voor een typisch Vlaams peri-urbaan landschap. De samenstelling van het landschap werd getypeerd als een verzameling van habitattypes binnen een straal van 500, 50 en 10 m, met een toenemende graad van detail. De onderzochte ecosysteemdiensten zijn natuurlijke plaagcontrole (op basis van de vraatschade) en opbrengst van aardbei (*Fragaria*), kropsla (*Lactuca sativa*), plantui (*Allium cepa*) en Chinese kool (*Brassica rapa*).

Het landschap binnen een straal van 500 m rond de meettuintjes is vrijwel steeds complex (altijd >17% lage vegetatie habitat) in dit studiegebied. Het aandeel bebouwde velden is relatief laag (steeds <55%) en de habitatdiversiteit bleek in deze studie niet gekoppeld aan dit habitatype. Binnen een straal van 50 en 10 m is niet voor elk habitatype een mooie gradiënt zichtbaar. Via principale componenten analyse kunnen echter wel assen bekomen worden die gradiënten tussen verschillende combinaties van habitattypes weerspiegelen. Er werd variatie gevonden in de prestatie van de meettuintjes voor zowel natuurlijke plaagcontrole en opbrengst bij alle gewassen. Er werd echter geen bewijs gevonden voor de invloed van de samenstelling van het landschap op de multifunctionaliteit van de meettuintjes, noch voor de invloed ervan op de lokale abiotiek. Wel is er voor de verschillende schaalniveaus een effect van de samenstelling van het landschap op het aantal natuurlijke plaagbestrijders, meer specifiek insectivore geleedpotigen die zich via de grond voortbewegen.

## ABSTRACT (EN)

*The intensification of agriculture to promote higher yields resulted in less diverse rural landscapes, as well as a drop in other biodiversity. This includes a lower diversity of natural enemies. The landscape itself can also have an effect on the diversity of these natural enemies and the ecosystem services they provide. However, as of now, the nature and mechanism that underlays that effect is still unclear. This thesis analyses data from the first year of measuring with an innovative measuring method to survey the multifunctional performance of an agro-ecosystem. More specific, by using standardised square meter vegetable gardens, which were spread over a study area that is representative of a typical Flemish peri-urban landscape. The composition of the landscape was described within a radius of 500, 50 and 10 m, with an increasing level of detail. The evaluated ecosystem services are natural pest control (herbivory) and the yield of strawberry (*Fragaria*), leaf lettuce (*Lactuca sativa*), onion (*Allium cepa*) and Chinese cabbage (*Brassica rapa*).*

*The landscape within a radius of 500 m around the vegetable gardens is nearly always complex (>17% low vegetation habitat) in this study area. The crop area is relatively low (<55%) and habitat diversity was not linked to this habitat type in this study. Within a radius of 50 and 10 m, there was no gradient to be found for each of the habitat types. However, through principal component analysis, variables could be compiled that show a gradient between different combinations of habitat types. Variation could be found in the performance of the vegetable gardens for natural pest control as well as yield for each of the crops. There was no evidence for an effect of the composition of the landscape within any of the radii on the multifunctional performance of the vegetable gardens. There was also no evidence for an effect on the local abiotic condition. However, there was evidence for an effect of landscape composition within each of the radii on the number of natural enemies, more specifically ground-dwelling arthropods.*

# INHOUDSOPGAVE

<b>Auteursrechten</b> .....	<b>v</b>
<b>Voorwoord</b> .....	<b>vi</b>
<b>Samenvatting</b> .....	<b>vii</b>
<b>Abstract (En)</b> .....	<b>vii</b>
<b>Inhoudsopgave</b> .....	<b>viii</b>
<b>1. Inleiding</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Literatuurstudie</b> .....	<b>2</b>
<b>2.1. Agro-biodiversiteit</b> .....	<b>2</b>
<b>2.2. Agro-biodiversiteitsgerelateerde ecosystemendiensten</b> .....	<b>3</b>
2.2.1. Gewasproductie als ecosystemedienst van de landbouw .....	3
2.2.2. Natuurlijke plaagcontrole in de landbouw.....	3
2.2.3. Biodiversiteit ondersteunt natuurlijke plaagcontrole .....	4
<b>2.3. Landschap als verzameling van habitattypes</b> .....	<b>4</b>
<b>2.4. Belang van samenstelling van het landschap voor ecosystemendiensten</b> .....	<b>7</b>
2.4.1. De invloed van het landschap op de diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders .....	7
2.4.2. De samenstelling van het landschap heeft een onduidelijke invloed op natuurlijke plaagbestrijding.....	7
2.4.3. Effect van de samenstelling van het landschap op gewasopbrengst.....	8
<b>3. Doelstelling en hypotheses</b> .....	<b>10</b>
<b>3.1. Doelstelling onderzoek</b> .....	<b>10</b>
<b>3.2. Hoofdhypothese</b> .....	<b>10</b>
<b>3.3. Deelhypothesen</b> .....	<b>10</b>
<b>4. Materiaal en methode</b> .....	<b>11</b>
<b>4.1. Studiegebied</b> .....	<b>11</b>
<b>4.2. Vierkante meter meetuutjes als meetinstrument</b> .....	<b>11</b>
4.2.1. Verzameling abiotische parameters.....	13
4.2.2. Verzameling geleedpotigen als biotische parameters .....	13
4.2.3. Verzameling van variabelen voor geleverde ecosystemendiensten .....	13
<b>4.3. Samenstelling van het landschap op verschillende schalen</b> .....	<b>14</b>
4.3.1. Identificeren habitattypes 500 m en 50 m rond de meetuutjes.....	15
4.3.1.1. Keuze van de afstanden rondom de meetuutjes .....	15
4.3.1.2. Werkwijze om habitattypes te identificeren.....	16
4.3.2. Identificeren categorieën 10 m rond de meetuutjes.....	17
<b>4.4. Data analyse</b> .....	<b>17</b>
4.4.1. Datavoorbereiding: bepalen van de descriptor variabelen.....	17
4.4.1.1. Abiotische indices: <i>Growing Heat Summation</i> en bereik in temperatuur .....	17
4.4.1.2. Biotische index: aantal carnivore geleedpotigen .....	18



4.4.1.3.	Indices voor natuurlijke plaagcontrole: gradatie van vraat .....	18
4.4.1.4.	Indices voor opbrengst: totale versgewicht .....	18
4.4.1.5.	Landschapsparameters .....	18
4.4.1.6.	Testen van de hypothesen met <i>Piecewise Structural Equation Modeling</i> .....	19
<b>5.</b>	<b>Resultaten</b> .....	<b>21</b>
5.1.	Samenstelling van het landschap rond de meettuintjes.....	21
5.2.	Abiotiek van de meettuintjes .....	25
5.3.	Biotiek van de meettuintjes .....	25
5.4.	Vraat aan en opbrengst van de gewassen in de meettuintjes .....	25
5.5.	<i>Piecewise Structural Equation Models</i> .....	26
<b>6.</b>	<b>Discussie</b> .....	<b>32</b>
6.1.	Samenstelling van het landschap rond de meettuintjes.....	32
6.1.1.	De samenstelling van het landschap binnen een straal van 500 m .....	32
6.1.2.	De samenstelling van het landschap binnen een straal van 50 m .....	33
6.1.3.	De samenstelling van het landschap binnen een straal van 10 m .....	33
6.1.4.	Correlatie van de samenstelling van het landschap tussen de schalen .....	34
6.2.	Abiotiek van de meettuintjes .....	35
6.3.	Biotiek van de meettuintjes .....	35
6.4.	Vraat aan en opbrengst van de gewassen in de meettuintjes .....	35
6.5.	<i>Piecewise structural equation models</i> : natrekken van de hypothesen .....	35
6.6.	Implicaties voor het toekomstige landschap .....	37
<b>7.</b>	<b>Conclusie</b> .....	<b>38</b>
<b>8.</b>	<b>Toekomstige onderzoeksmogelijkheden</b> .....	<b>39</b>
<b>9.</b>	<b>Bibliografie</b> .....	<b>40</b>
<b>10.</b>	<b>Bijlages</b> .....	<b>46</b>



# 1. INLEIDING

Landbouw onderging een sterke intensivering vanaf de tweede helft van de vorige eeuw, met het oog op een verhoogde voedselproductie en efficiëntie. Deze intensivering hield een groter gebruik van inputs als pesticiden en meststoffen in, maar leidde indirect ook tot een simplificatie van het landschap. Door deze intensivering daalde de agrobiodiversiteit, waaronder ook functionele agrobiodiversiteit. Functionele agrobiodiversiteit zijn elementen die diensten aanbieden ter ondersteuning van duurzame landbouwproductie en voordelen bieden voor de regionale en globale omgeving en de maatschappij. Functionele agrobiodiversiteit kunnen bijvoorbeeld bloemrijke akkerranden zijn waar nuttige insecten voedsel en habitat vinden. Het kan de landbouwproductie dus promoten en de afhankelijkheid van externe input laten dalen. Er bestaan maatregelen om de agrobiodiversiteit te behouden of herstellen. Deze maatregelen worden vaak echter op perceelsniveau toegepast, terwijl het succes van dergelijke maatregelen afhankelijk lijkt te zijn van een combinatie van lokale en landschapseffecten.

In een typisch Vlaams peri-urbaan landschap zijn naast landbouw ook vele andere gebruikers en landgebruiksvormen aanwezig. Deze geven allemaal samen vorm aan de samenstelling en het functioneren van het landschap. Om bepaalde ecosysteemdiensten na te streven zal er dus met al die diverse spelers samengewerkt moeten worden. Het is echter nog niet helemaal uitgeklaard hoe bepaalde mechanismen, ten gevolge van de samenstelling van het landschap, op elkaar in spelen.

Deze thesis gaat dieper in op het effect van de samenstelling van het landschap en de diversiteit aan predatore geledpotigen op natuurlijke plaagbestrijding en op gewasopbrengst. Er wordt gekeken naar meerdere schalen van het landschap en naar meerdere types gewassen. Daarnaast wil deze thesis ook relaties in beeld brengen die zich afspelen tussen landschap, biodiversiteit, abiotiek en ecosysteemdiensten om inzicht te krijgen in de mechanismen die achter de landschappelijke effecten schuilgaan. Er wordt hiervoor een innovatieve meettechniek gebruikt, waardoor deze thesis ook een eerste evaluatie van deze techniek is.

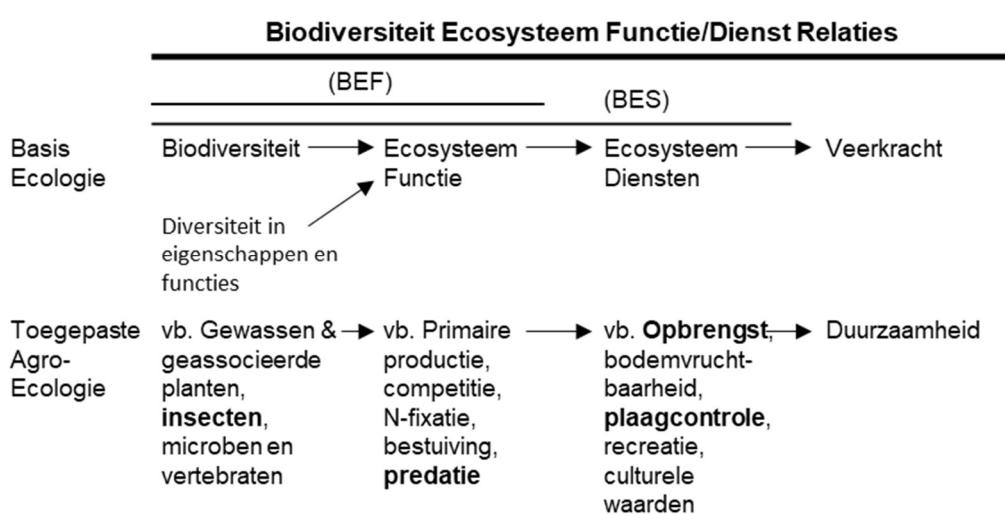
## 2. LITERATUURSTUDIE

De literatuurstudie werd opgedeeld in vier grote onderdelen. Eerst wordt besproken wat (functionele) agrobiodiversiteit is en wat de status ervan is binnen ons moderne landbouwcontext. Dit wordt gevolgd door een bespreking van het belang van die agro-biodiversiteit als leverancier van ecosysteemdiensten die ten goed komen voor landbouw en het effect dat huidige landbouwpraktijken zelf hebben op het leveren van die ecosysteemdiensten. Het onderdeel erna zet uiteen op welke manieren landschap getypeerd kan worden, aangezien het landschap een invloed zou hebben op succes van de agrobiodiversiteitsgerelateerde ecosysteemdiensten. De laatste sectie gaat ten slotte dieper in op de aard van die invloed.

### 2.1. Agro-biodiversiteit

Agro-biodiversiteit kan gedefinieerd worden als de wilde biodiversiteit die aanwezig is in landbouwgebied (Van Gils, Casteels, & De Bondt, 2011). Bredere definities omvatten ook de variatie van en binnen gewassen en vee naast hun wilde verwanten. De wilde biodiversiteit wordt verder gespecificeerd als de soorten die met het gecultiveerde interageren en de productie ondersteunen: bestuivers, symbionten, competitie-soorten, plagen, parasieten, predatoren en natuurlijke plaagbestrijders (Qualset, McGuire, & Warburton, 2009; Vosman e.a., 2007). Soms worden ook de soorten die in de wijdere omgeving een landbouwgebied ondersteunen meegerekend (FAO, 1999).

Binnen dit onderzoek wordt met de term agro-biodiversiteit hoofdzakelijk bedoeld op de **functionele agrobiodiversiteit (FAB)**. Dit is die agrobiodiversiteit die voor een positieve invloed kan zorgen op het functioneren van het agrarisch ecosysteem. Het zijn organismen, processen en elementen van de biodiversiteit op het niveau van landbouwperceel of –landschap, die (positieve) ecosysteemdiensten leveren. Deze agrobiodiversiteitsgerelateerde ecosysteemdiensten verhogen de kwaliteit van het agrarische ecosysteem. Een betere benutting van de FAB zou er toe kunnen leiden dat minder externe inputs nodig zijn en landbouw geëxtensiveerd of duurzamer kan worden (AGNABIO, 2014; ELN-FAB, 2012; Vosman e.a., 2007). De toepassing van biodiversiteit in agrarische ecosystemen is analoog aan de relatie tussen biodiversiteit, ecosysteem functies en ecosysteemdiensten in andere systemen, waar een hogere biodiversiteit uiteindelijk leidt tot een toename in veerkracht van de ecosysteemdiensten (Landis, 2017) (zie Figuur 2.1). Binnen deze thesis ligt de focus van FAB op de habitatdiversiteit die op diens beurt de biodiversiteit van functionele geledpotigen ondersteunt. Hierbij wordt dan gekeken naar geledpotigen met als functie biologische controle van plagen.



Figuur 2.1: Relaties tussen biodiversiteit-ecosysteemfuncties (BEF) en biodiversiteit-ecosysteemdiensten (BES) in basis ecologie en analoog hieraan, in toegepaste agro-ecologie. De termen 'Veerkracht' en 'Duurzaamheid' zijn niet verwisselbaar, maar duiden de respectievelijke onderzoeksinteresses aan. De functies en ecosysteemdiensten die in deze studie van belang zijn werden in vet aangeduid. Naar een figuur van Landis (2017)

Ondanks de mogelijke voordelen van FAB voor landbouw, is de sterke intensivering van dit landgebruik na de tweede wereldoorlog zelf één van de grote veroorzakers van een daling van agrarische biodiversiteit (Benton, Vickery, & Wilson, 2003; Kleijn e.a., 2009; Tschamntke, Klein, Kruess, Steffan-Dewenter, & Thies, 2005). Dit komt zowel door een hoger inputgebruik als door een simplificatie van het landschap. Zo werd al aangetoond dat de plantenrijkdom in Europa lager is in een landbouwveld naarmate deze een hogere stikstof-input heeft (Billeter e.a., 2007; Kleijn e.a., 2009). Daarnaast werden in de tweede helft van vorige eeuw grote oppervlaktes natuur omgezet, hoofdzakelijk naar landbouwgebied (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Landbouwbedrijven werden bovendien groter en er werd minder plaats gemaakt voor (semi-)natuurlijke habitats zoals hagen en houtkanten (Winqvist, Ahnström, & Bengtsson, 2012). Dit samen had een homogener, simpeler landschap als gevolg (European Environment Agency, 2004).

Ook in Vlaanderen zijn veel landbouwpraktijken intensief en dit zorgde onder meer via te grote fertilisatie wellicht voor de daling aan biodiversiteit die hier is waargenomen. Sinds 1950 is een groot aantal soorten akkerflora sterk achteruitgegaan of reeds met uitsterven bedreigd (Van Landuyt, 2018) en werd er een daling geobserveerd in het aantal vlindersoorten (Maes & Van Dyck, 2001). De daling van broedvogels op landbouwgebied indiceert ook een daling van biodiversiteit buiten de akkerflora (INBO, 2017; Platteau, Van Gijsegheem, Van Bogaert, & Maertens, 2012), in het bijzonder kan het wijzen op een daling in arthropoden aangezien het dieet van akkervogels vaak bestaat uit geleedpotigen (Benton, Bryant, Cole, & Crick, 2002).

## 2.2. Agro-biodiversiteitsgerelateerde ecosysteemdiensten

De (functionele) agrobiodiversiteit daalt dus, hoewel het behoud van die biodiversiteit voor een positieve invloed zou kunnen zorgen op de landbouwproductie en er minder externe inputs vereist zijn. In deze sectie zal uiteengezet worden hoe verschillende agro-biodiversiteitsgerelateerde ecosysteemdiensten, relevant voor deze studie, interageren met landbouw.

### 2.2.1. Gewasproductie als ecosysteemdienst van de landbouw

Vrijwel alle ecosystemen leveren condities waarin voedsel geteeld, verzameld, gejaagd en/of geoogst kan worden. Op landbouwgrond wordt genoeg voedsel geproduceerd om meer dan de hele wereldbevolking te voeden (FAO, 2019a). Hoewel de voorziening van voedsel door productie van gewassen en veestapel erop vooruitging als ecosysteemdienst door een grotere productie op éénzelfde oppervlakte, ging dit ten koste van andere ecosysteemdiensten die deze dienst reguleren of ondersteunen (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). De regulerende ecosysteemdienst die in deze thesis onderzocht wordt, namelijk natuurlijke plaagcontrole, onderging volgens de literatuur met lage tot hoge zekerheid een degradatie. Toch stijgt tegelijkertijd de nood door de mens naar natuurlijke plaagcontrole (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). In het huidige landbouwsysteem wordt namelijk wijdverbreid gebruik gemaakt van monoculturen, die echter gevoeliger zijn aan plagen (Andow, 1983; Tilman, 1999).

### 2.2.2. Natuurlijke plaagcontrole in de landbouw

Natuurlijke plaagcontrole is het gevolg van activiteiten van predatoren en parasieten in een ecosysteem om de populatie van potentiële plaagsoorten of –vectoren, die anders voor een verminderde productie zouden kunnen zorgen, onder controle te houden (FAO, 2019b). Een goede natuurlijke plaagcontrole brengt dus met zich mee dat er minder pesticiden nodig zijn om plagen onder controle te houden (ELN-FAB, 2012; FAO, 2019b), zeker indien er gebruik wordt gemaakt van *integrated pest management* (IPM) (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Toch wordt in plaats van natuurlijke plaagcontrole vaak gesteund op pesticiden voor plaagcontrole, ondanks het daardoor degraderende vermogen tot plaagcontrole geleverd door het landbouwgebied zelf en de kosten aan milieu en welzijn (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Wilson & Tisdell, 2001). Daarnaast zorgt de hogere toevoer van stikstof in intensieve landbouw ervoor dat de geteelde gewassen gevoeliger zijn aan plagen (ELN-FAB, 2012).

### 2.2.3. Biodiversiteit ondersteunt natuurlijke plaagcontrole

De aanwezigheid van soorten hangt af van de aanwezigheid van de habitat waarmee die soorten geassocieerd worden. Bloemenrijke vegetatiestroken, haagkanten en andere (semi-)natuurlijke elementen in het landschap kunnen een habitat bieden voor verscheidene insecten, waaronder natuurlijke plaagbestrijders van plaagsoorten (ELN-FAB, 2012). Dergelijke landschapselementen kunnen functioneren als schuilplaats, voortplantingsplaats en additionele voedselbron of kunnen een gunstig microklimaat creëren (Baudry, Bunce, & Burel, 2000). Daarom kan habitat zelf dienen als een indirecte indicator voor de aanwezigheid van bepaalde soorten (Parr, Jongman, & Kùlvik, 2010). Een grotere habitatheterogeniteit in rurale landschappen kan dus wijzen op een hogere biodiversiteit (Benton e.a., 2003) en deze heterogeniteit kan groter zijn naarmate er per type (semi-)natuurlijke habitat een grotere vertegenwoordiging is (Wagner, Wildi, & Ewald, 2000). De simplificatie van het landschap ten gevolge van het intensiever worden van landbouw betekent echter dat er net minder (semi-)natuurlijke habitat aanwezig is (Tscharntke e.a., 2005).

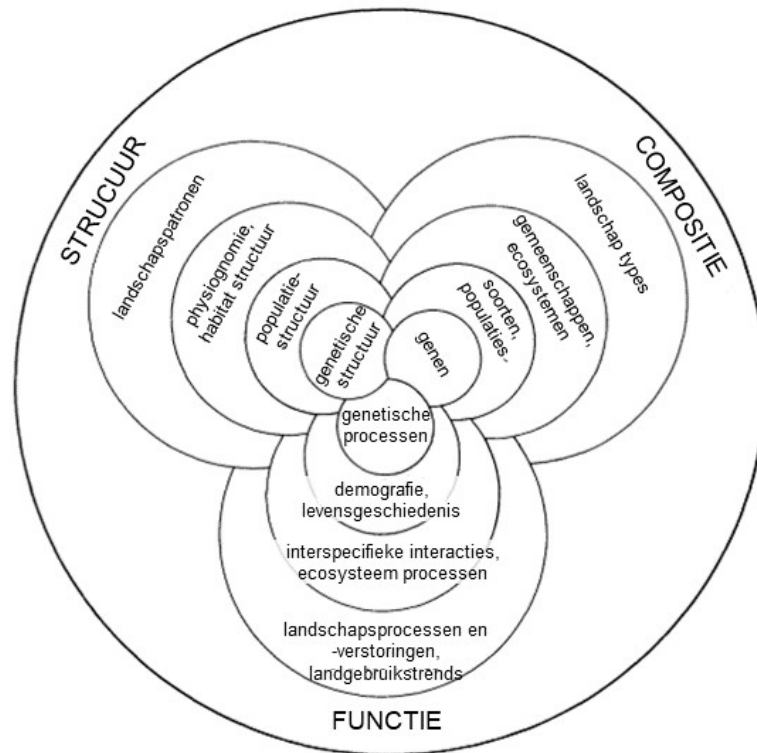
Om de achteruitgang van de biodiversiteit en de negatieve impact op het milieu door intensieve landbouwpraktijken tegen te gaan introduceerde de Europese Unie *Agri-Environment Schemes* (AES). Met de AES kunnen landbouwers een financiële compensatie krijgen voor mogelijk inkomensverlies door het toepassen van milieuvriendelijke landbouwpraktijken. Dit gaat over praktijken als het reduceren van pesticidgebruik, toepassen van extensieve of biologische landbouw, IPM of het behouden (installeren) van landschapselementen als haagkanten, vegetatiestroken enzoverder (Europese Commissie, 2019; Kleijn & Sutherland, 2003). Het al dan niet toepassen van AES hangt af van individuele landbouwers en wordt dus ook steeds lokaal toegepast (op perceelsniveau). Onderzoek wijst echter op het belang van het landschap voor de effectiviteit van AES en op het belang van de samenstelling van het landschap of het voorkomen van bepaalde landschapselementen voor de werking van insect gemedieerde ecosysteemdiensten (Batáry, Báldi, Kleijn, & Tscharntke, 2011; Tscharntke e.a., 2005; Winqvist e.a., 2012).

## 2.3. Landschap als verzameling van habitattypes

In sectie 2.4 wordt de invloed van het landschap op de functionele agrobiodiversiteit en diens ecosysteemdiensten meer in detail besproken. De manier waarop het landschap een invloed uitoefent kan echter op verschillende manieren bekeken en onderzocht worden. Daarom zal hier een overzicht gegeven worden van enkele manieren waarop het landschap reeds beschreven en onderzocht werd.

Net als andere niveaus van biodiversiteit (genetisch, individu en ecosysteem, zie Figuur 2.2), kan een landschap door middel van 3 primaire attributen omschreven worden: structuur, functie en compositie. Naargelang het attribuut van de landschapsbiodiversiteit dat omschreven wordt, zijn verschillende types indicatoren aan de orde en ook binnenin een attribuut kunnen verschillende, vaak complementaire indicatoren gebruikt worden (Noss, 1990). Voor deze thesis zal voornamelijk de compositie, of de samenstelling, van het landschap als attribuut besproken worden en de invloed ervan op het voorkomen van functionele geleedpotigen en diens gerelateerde ecosysteemdiensten. Het is echter belangrijk om ervan bewust te zijn dat beschrijving van slechts 1 van de attributen van (landschaps)biodiversiteit geen volledig beeld kan geven van die (landschaps)biodiversiteit. Hoewel de primaire attributen onderling afhankelijk zijn van elkaar, gaat er dan toch steeds informatie verloren (Noss, 1990).

Noss (1990) geeft enkele mogelijke indicatoren voor de samenstelling van het landschap, waaronder de identiteit, distributie, rijkdom en proportie van *patch* (of habitat) types. Welke *patch* types onderzocht worden en hoe deze gedefinieerd worden is vaak afhankelijk van de onderzoeksvraag, maar ook van wat aanwezig is binnen het studiegebied (zie Wagner e.a., 2000, zie Tabel 2.1).



Figuur 2.2: Attributen waarmee landschapsbiodiversiteit omschreven kan worden: structuur, functie en compositie biodiversiteit, voorgesteld als geïnterconnecteerde sferen. Deze drie attributen van de biodiversiteit omvatten elk meerdere niveaus van organisatie. Hier zijn de niveaus van minder naar meer gedetailleerd: Regionaal, Landschap, Gemeenschap-Ecosysteem, Populatie-Soorten en Genetisch. Naar een figuur van Noss (1990).

De categorieën waarin het landschap opgedeeld kan worden, kunnen aanzien worden als habitattypes (Billeter e.a., 2007; Schirmel e.a., 2018; Wagner e.a., 2000) en/of landgebruiktypes (Brose, 2003; Dauber e.a., 2003). Er kan onderscheid worden gemaakt tussen een groot aantal habitattypes, zoals bij Billeter e.a. (2007), waar het landschap geclassificeerd wordt volgens het *EUNIS Habitat Classification System* (zie Davies, Moss, & Hill, 2004). Het is echter ook mogelijk om minder gedetailleerd te gaan classificeren. Bij Dauber e.a. (2003) en Wagner e.a. (2000) bijvoorbeeld worden telkens vijf classificaties onderscheiden en bij Schirmel e.a. (2018) vier. Bij Billeter e.a. (2007) worden de habitattypes overigens evenwel geaggregeerd tot drie types habitat. De landgebruiks- of habitattypes die dan onderscheiden worden zijn dan bijvoorbeeld *Bebouwde velden*, *Beheerd grasland*, *Urbain landgebruik* en verschillende types (semi-)natuurlijke habitat. Een overzicht van de landgebruiks- en habitattypes waarin het landschap opgedeeld wordt in de hier genoemde studies is te vinden in Tabel 2.1.

Van deze habitat- of landgebruikstypes wordt meestal de proportie bepaald waarmee deze aanwezig zijn als indicator voor de samenstelling van een landschap (zie o.a. Brose, 2003; Concepción, Díaz, & Baquero, 2008; Dauber e.a., 2003). Anderzijds is het ook mogelijk om indicatoren te gebruiken die de heterogeniteit of diversiteit van het landschap beschrijven. In dit laatste geval worden indicatoren verkregen die ook deels de structuur van het landschap beschrijven. De diversiteit van het landschap kan bijvoorbeeld uitgedrukt worden in het aantal (van de gedefinieerde) habitattypes dat aanwezig is (Billeter e.a., 2007). Een andere mogelijkheid is om de Shannon-Wiener Diversiteit Index (SHDI) van het landschap te bepalen (zie bv. Brose, 2003; Concepción, Díaz, & Baquero, 2008; Emmerson e.a., 2016; Winqvist e.a., 2011). Deze index houdt zowel rekening met de rijkdom aan habitattypes, als met de abundantie van de voorkomende habitattypes. In de studie van Concepción e.a. (2008) wordt naast de voorgenoemde index ook de *Shannon's evenness index* berekend.

Nog een veelgebruikte indicator voor de samenstelling van het landschap, is het aandeel *non-crop area*, oftewel het aandeel van het landschap waarop geen gewassen verbouwd worden (zie o.a. Concepción e.a., 2012; Thies, Steffan-Dewenter, & Tschardtke, 2003; Tschardtke, Steffan-Dewenter, Kruess, & Thies, 2002). Een gelijkaardige variabele is het aandeel (semi-)natuurlijke habitat in een

landschap (Tscharntke e.a., 2005 en zie o.a. Billeter e.a., 2007; Schirmel e.a., 2018). De indices 'aandeel *non-crop area*' of 'aandeel (semi-)natuurlijke habitat' worden gewoonlijk als een proxy voor de complexiteit van het landschap gebruikt rondom het onderzochte perceel. Nochtans duidt de term complexiteit eerder op een mengeling van de compositie en de structuur en/of configuratie van het landschap. De idee achter het gebruik van percentage *non-crop area* als proxy voor complexiteit is dat *non-crop area* of (semi-)natuurlijke habitat gebied is dat voorziet in habitat en de enige bron zijn voor bepaalde hulpbronnen voor nuttige geleedpotigen. Vanaf dat er meer dan 20% *non-crop area* is zou er te spreken zijn van een complex landschap. (Steffan-Dewenter e.a., 2003; Tscharntke e.a., 2002). Ook de proportie *arable land* werd al gebruikt in onderzoek. Bij Winqvist e.a. (2011) is dit ook als een maat voor de complexiteit en bleek de proportie *arable land* significant gecorreleerd met de andere maten voor complexiteit, SHDI van het landschap en gemiddelde veldgrote, die in datzelfde onderzoek bepaald werden.

Vaak richt onderzoek zich niet op het effect van de samenstelling van het landschap *an sich* op biodiversiteit en gerelateerde ecosysteemdiensten. Veeleer wordt gekeken naar het effect van een type beheer of habitat (effect op lokale schaal, perceelsniveau) op biodiversiteit en gerelateerde ecosysteemdiensten en hoe dit effect beïnvloed wordt door de samenstelling van het landschap (effect op landschapsschaal). Met name wordt veel aandacht besteed aan de invloed op het effect van biologische ten opzichte deze van conventionele landbouw (Emmerson e.a., 2016; Tuck e.a., 2014; Winqvist e.a., 2012).

Tabel 2.1: Studies waarbij het landschap werd geclassificeerd tot landgebruiktypes of habitattypes en welke dit waren. Tevens staat ook vermeld welk doel het onderzoek had en of verdere landschapsparameters bepaald werden.

STUDIE	LANDSCHAPSCATEGORIEËN	DOELSTELLING
<b>BILLETER E.A. (2007)</b> <b>HABITATTYPES</b>	<i>EUNIS</i> classificaties Aggregatie tot: Houtige (semi-)natuurlijke habitat Kruidige (semi-)natuurlijke habitat Overige habitat	Onderzoeken van het verband van soortenrijkdom tussen verschillende taxonomische groepen en van de link tussen biodiversiteit en landschapsstructuur en –beheer.
<b>BROSE (2003)</b> <b>HABITATTYPES</b>	Bebouwbare velden Weide Bos Braakliggende grond Moerasland	Invloed van landschap t.o.v. deze van landbouwintensiteit op diversiteit van <i>wetland</i> loopkevers.
<b>DAUBER E.A. (2003)</b> <b>LANDGEBRUIKTYPES</b>	Bebouwbare velden Beheerd grasland Braakliggende grond Bos Urbaan landgebruik	Effect van het landschap op de soortenrijkdom. Bepalen of landschapsparameters als indicatoren gebruikt kunnen worden voor soortenrijkdom.
<b>SCHIRMEL E.A. (2018)</b> <b>HABITATTYPES</b>	Kruidige (semi-)natuurlijke habitat Lineair Vlakdekkend Houtig (semi-)natuurlijke habitat Lineair Vlakdekkend	Effect van de complexiteit van het landschap op de soortenrijkdom in de verschillende types (semi-)natuurlijke habitat.
<b>WAGNER E.A. (2000)</b> <b>HABITATTYPES</b>	Bebouwbare velden Weides Bermen Haagkanten en grachten Wegen	Kwantificeren van de effecten van habitatvariabiliteit en -heterogeniteit op de soortendiversiteit binnen een landschap.



## 2.4. Belang van samenstelling van het landschap voor ecosysteemdiensten

### 2.4.1. De invloed van het landschap op de diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders

Veel hedendaagse studies concentreren zich op de invloed van de samenstelling van het landschap op de diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders en veel minder op de invloed met de ermee geassocieerde ecosysteemdienst: natuurlijke plaagbestrijding (Chaplin-Kramer, O'Rourke, Blitzer, & Kremen, 2011). Meestal lijkt een landschap met een grotere aanwezigheid van (semi-)natuurlijke habitat te resulteren in een grotere diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders (Chaplin-Kramer e.a., 2011). De manier waarop het landschap getypeerd wordt kan echter een weerslag hebben op de gevonden resultaten. De metastudie van Chaplin-Kramer e.a. (2011) rapporteert een positieve invloed van het aandeel natuurlijke habitat, het aandeel *non-crop area*, en het aandeel van andere habitattypes op natuurlijke plaagbestrijders maar geen significant effect van het aandeel akker- en tuinbouw (*crop area*) en van landschapsdiversiteit. In de studie van Concepción e.a. (2012) wordt geen significant effect gevonden van het aandeel niet-productieve landgebruikstypes op de soortenrijkdom van spinnen, maar is er wel een significant positieve invloed van de lengte van randen met (semi-)natuurlijke vegetatie.

Een recentere meta-analyse gaf aan dat hoewel de samenstelling van een landschap vaak wel verklarend is voor de variatie in abundantie van plaagbestrijders, er geen consistente resultaten zijn voor de richting van het effect overheen de individuele studies (zie Figuur 2.3). Daarenboven kan de relatie tussen landschappelijke samenstelling en plaagbestrijders negatief zijn voor bepaalde onderzochte habitattypes, maar ook positief voor anderen (Karp e.a., 2018). Deze inconsistente resultaten kunnen het gevolg zijn van de invloed van lokale factoren. Een voorbeeld hiervan is dat de relatieve voordelen van het toepassen van biologische landbouw op de biodiversiteit van natuurlijke plaagbestrijders hoger zijn in landschappen met een hoger aandeel akker- en tuinbouw (*crop area*) (Tuck e.a., 2014).

### 2.4.2. De samenstelling van het landschap heeft een onduidelijke invloed op natuurlijke plaagbestrijding

Hoewel er een consensus is dat grotere diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders leidt tot een sterkere plaagbestrijding (Cardinale e.a., 2012; Jonsson, Kaartinen, & Straub, 2017), vertaalt een positieve invloed van het landschap op natuurlijke plaagbestrijders zich niet noodzakelijk naar een positief effect op natuurlijke plaagbestrijding (Chaplin-Kramer e.a., 2011). In de literatuur zijn tegenstrijdige resultaten te vinden voor het effect van de samenstelling van het landschap op verschillende indices voor natuurlijke plaagbestrijding (Chaplin-Kramer e.a., 2011; Karp e.a., 2018) (zie Figuur 2.3). Hoewel verschillen in het aandeel van verschillende types habitat vaak de variatie in natuurlijke plaagcontrole verklaart, is de richting van dit effect niet consistent. Soms zijn er zowel positieve als negatieve effecten voor bijvoorbeeld twee verschillende types (semi-)natuurlijke habitat binnen een individuele studie (zie Figuur 2.3: gemixte effecten). In de studie van Janković e.a. (2017) bijvoorbeeld, wordt een positief effect gevonden van het aandeel struweel op zowel natuurlijke plaagbestrijders als plaagsoorten (al geldt dit niet voor alle habitattypes op lokaal niveau) maar is er geen effect van het aandeel grasland. Dit en de gemixte effecten gevonden door Karp e.a. (2018) impliceert dat de functionaliteit van verschillende types (semi-) natuurlijke habitat anders kan zijn, afhankelijk van de soort natuurlijke plaagbestrijder en plaag en het habitatype op lokaal niveau.

Meestal wordt gekeken naar de activiteit van de natuurlijke plaagbestrijders of de abundantie van (dominante) plaagsoorten terwijl de schade van de gewassen en de uiteindelijke opbrengst minder onderzocht wordt (Karp e.a., 2018), (zie Figuur 2.3). Veel onderzoeken leveren bovendien slechts resultaten van een momentopname (Karp e.a., 2018), terwijl abundanties van plaagsoorten en hun bestrijders kunnen oscilleren overheen een groeiseizoen (Welch, 2014).

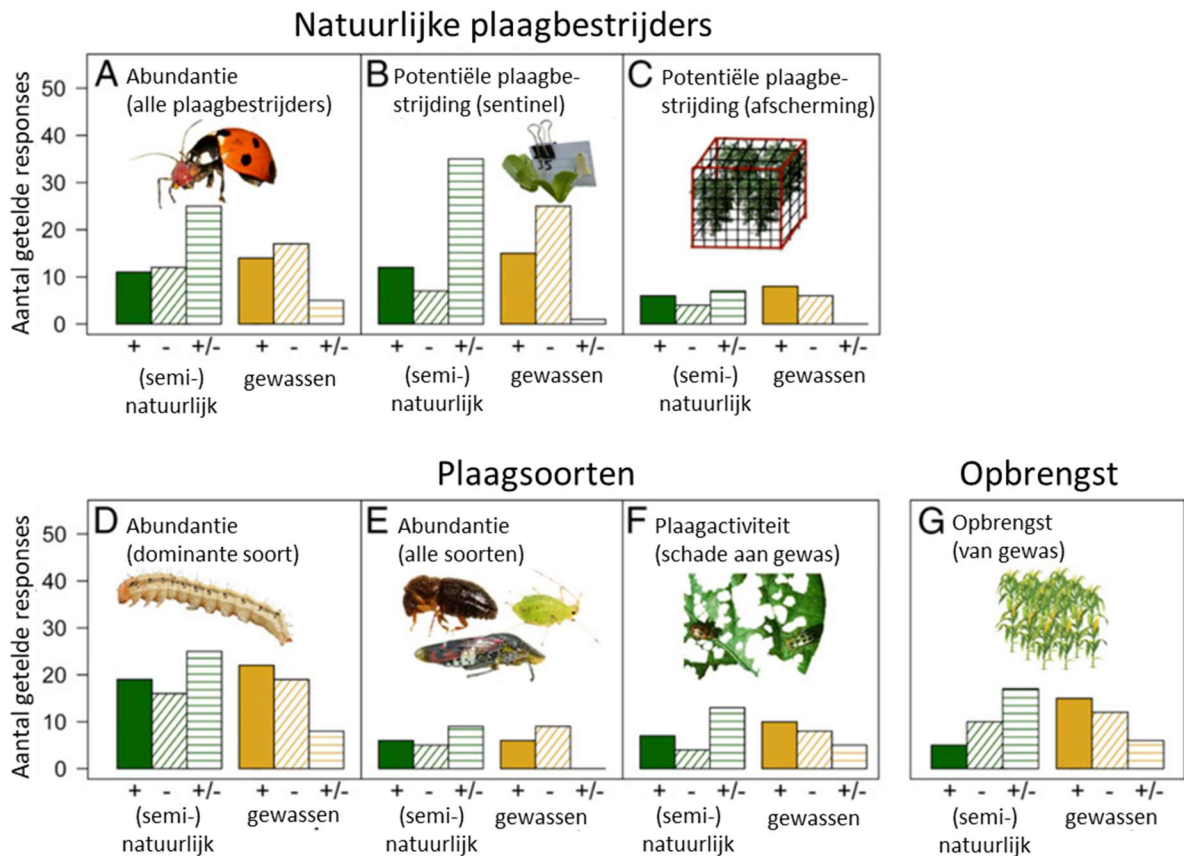
Individuele studies die het potentieel van plaagbestrijding onderzoeken, gebruiken veelal sentinel-experimenten. Bij sentinel-experimenten wordt een bepaalde hoeveelheid van een plaagsoort aangebracht en onderzocht hoeveel exemplaren verdwijnen of geparasiteerd worden. In dit type onderzoek wordt meestal naar de respons van maar één of enkele types plaagsoorten gekeken (zie bv. Geiger e.a., 2010; Rusch e.a., 2016). Het beperkt zich ook vaak maar tot één type gewas (zie Dataset S1 bij Karp e.a., 2018; zie bv. Bianchi, Goedhart, & Baveco, 2008; Geiger e.a., 2010), waardoor het mogelijks onduidelijk is of er een ander effect zou kunnen zijn bij een ander type gewas in dezelfde omstandigheden. Enkele van de studies bekijken hoeveel van de plaagsoorten geparasiteerd worden (zie bv. Ortiz-Martínez & Lavandero, 2018; Thies, Roschewitz, & Tschardtke, 2005). Nochtans zouden parasieten voornamelijk beïnvloed worden door factoren op kleinere schaal, door de kleine lichaamsgrootte en doordat ze meestal gespecialiseerd zijn (Chaplin-Kramer e.a., 2011; Tschardtke e.a., 2005).

Proxy's voor de aanwezigheid van natuurlijke plaagbestrijding zoals het potentieel aan plaagbestrijding en de abundantie van plaagsoorten geven geen informatie over de vraat die uiteindelijk wordt aangetroffen op gewassen. Grotere aanwezigheid van plaagsoorten zouden immers weer natuurlijke plaagbestrijders kunnen aantrekken. Dat sentinel-experimenten zich vaak tot één type plaag beperken, brengt niet in beeld dat schade op gewassen ook door andere plaagsoorten toegebracht kunnen worden. Toch zijn er veel minder studies die natuurlijke plaagbestrijding meten door de geobserveerde schade op gewassen en deze in verband brengen met de compositie van het landschap (Chaplin-Kramer e.a., 2011; Karp e.a., 2018), (zie Figuur 2.3). Individuele studies die dit wel doen beperken zich dan wel weer vaak tot één type gewas (zie Dataset S1 bij Karp e.a., 2018).

### **2.4.3. Effect van de samenstelling van het landschap op gewasopbrengst**

In de metastudie van (Karp e.a., 2018) wordt de opbrengst van gewassen ook aanzien als een index voor het succes van natuurlijke plaagbestrijding. Het effect van de samenstelling van het landschap blijft ook inconsistent voor deze index maar er werden in dit geval toch significant meer responsen geteld waar er een negatief effect was bij een groter aandeel van (semi-)natuurlijke habitat in het landschap. De opbrengst als index voor natuurlijke plaagbestrijding gebruiken is echter misschien wat dubieus, aangezien de opbrengst ook al als een proxy werd gebruikt voor de lokale intensiteit van landbouw (Geiger e.a., 2010). Moderne landbouwpraktijken, welke streven naar hoge winsten, leidden er bovendien net toe dat natuurlijke plaagbestrijding, samen met andere ecosysteemdiensten, achteruitgingen (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). De opbrengst op zich is meestal afhankelijk van nog andere ecosysteemdiensten, waaronder bestuiving (Klein e.a., 2007) en van abiotische omstandigheden, zoals de variabiliteit in temperatuur en temperatuurextremen (Hatfield & Prueger, 2015; Wheeler, Craufurd, Ellis, Porter, & Vara Prasad, 2000). Wanneer er dan gekeken wordt in context van het landschap, lijkt het waarschijnlijk dat er *trade-offs* zullen gemaakt moeten worden wanneer men aan de hand van het landschap één van de ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld natuurlijke plaagbestrijding) naar een hoger niveau wil tillen (Landis, 2017).

Ondanks dat temperatuur een invloed kan hebben op de plaagdruk (Chaplin-Kramer & Kremen, 2012) en op de ontwikkeling van bepaalde gewassen (Hatfield & Prueger, 2015; Wheeler e.a., 2000), wordt deze niet vaak meegenomen in studies met betrekking tot de samenstelling van het landschap (maar zie Alford, Tougeron, Pierre, Burel, & van Baaren, 2018; Chaplin-Kramer & Kremen, 2012). Toch kan de samenstelling van het landschap van invloed zijn op het microklimaat en dus ook op de temperatuur (Alford, Tougeron, Pierre, Burel, & van Baaren, 2018; maar zie Chaplin-Kramer & Kremen, 2012).



Figuur 2.3: Landschapseffecten op verschillende indices voor natuurlijke plaagcontrole, zoals gevonden in de studie van Karp e.a. (2018). Voor elke index werd het aantal studies opgeteld waar een positieve (+), negatieve (-) of gemixte (+/-) effect waargenomen werden bij het aandeel van (semi-)natuurlijke habitat (bos, grasland en struweel) in het omringende landschap en aandeel van het landschap dat bedekt is met gewassen (eenjarigen en vaste). Gemixte effecten duiden een tegengesteld effect aan van het aandeel van bijvoorbeeld bos en grasland binnen (semi-)natuurlijke habitat of van eenjarige en vaste gewassen. Naar een figuur van Karp e.a. (2018).

Het mechanisme achter de invloed van de samenstelling van het landschap op de natuurlijke plaagcontrole en de opbrengst van gewassen is zelden blootgelegd. Dat wil zeggen, de onderlinge effecten van de predictoren (samenstelling van het landschap, temperatuur, natuurlijke plaagbestrijders, natuurlijke plaagbestrijding) op de respons (opbrengst), zijn weinig binnen éénzelfde individuele studie bepaald. Emmerson e.a. (2016) doet dit deels door te kijken naar het relatieve belang van allerlei factoren (en onderlinge effecten) op het potentieel tot natuurlijk plaagbestrijding via *Structural equation modeling*. Deze factoren zijn dan maten voor zowel lokale intensivering als intensivering van het landschap (aandeel *arable land*), diversiteit van planten en diversiteit in loopkevers. Mogelijke invloeden van temperatuur ontbreken dus, net als het effect op de opbrengst. Bovendien wordt maar gekeken naar één soortengroep van natuurlijke bestrijders (loopkevers), één type plaagsoort (bladluizen) en werd er enkel gesampeld binnen velden met graan gewassen.

### 3. DOELSTELLING EN HYPOTHESES

#### 3.1. Doelstelling onderzoek

Ondanks het stijgende aantal onderzoeken naar de invloed van de samenstelling van het landschap op natuurlijke plaagbestrijding, blijft onderzoek van individuele studies vaak beperkt tot enkele indices voor natuurlijke plaagbestrijding en tot één type gewas. Een recente metastudie gaf aan dat hoewel er een significante hoeveelheid van de variatie in de indices verbonden aan plaagbestrijding verklaard wordt door samenstelling van het landschap, de richting van het effect inconsistent is. De onderlinge interacties tussen landschap, microklimaat, natuurlijke plaagbestrijders, natuurlijke plaagbestrijding en uiteindelijk opbrengst zijn nog niet duidelijk in beeld gebracht binnen een individuele studie. Hoe het landschap op verschillende schalen een rol speelt, wordt voornamelijk bekeken door op landschapsschaal naar de samenstelling van het landschap te kijken. De invloed van de lokale schaal (perceelsniveau) wordt voornamelijk bestudeerd door de toegepaste landbouwpraktijk mee in rekening te nemen.

De doelstelling van dit onderzoek is om na te gaan in welke mate de samenstelling van het landschap op verschillende schalen een invloed heeft op de multifunctionaliteit van een agrarisch ecosysteem. Zo kan het onderzoek hopelijk bijdragen om te bepalen in welke richting het effect van de invloed van de samenstelling van het landschap werkt en waarom. De term multifunctionaliteit houdt in dat meerdere ecosysteemdiensten geleverd kunnen worden. Met name wil dit onderzoek bepalen in welke mate natuurlijke plaagbestrijding (vraat) wordt geleverd en wat de productiecapaciteit (de opbrengst) is voor meerdere gewassen. Deze studie wil ook het mechanisme achter een eventuele invloed doorgronden door in te zoomen op de effecten van het landschap op abiotiek (temperatuur) en biotiek (diversiteit natuurlijke plaagbestrijders).

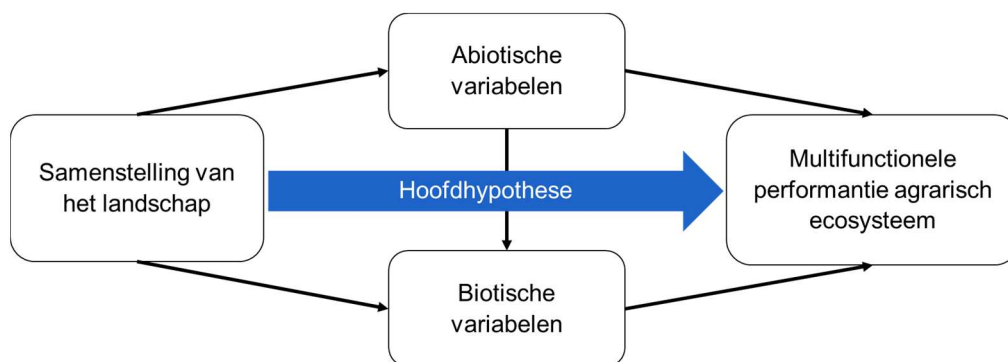
#### 3.2. Hoofdhypothese

De samenstelling van het landschap op verschillende schaalniveaus heeft een invloed op de multifunctionele performantie van een agrarisch ecosysteem.

#### 3.3. Deelhypothesen

- 1) De samenstelling van het landschap op verschillende schaalniveaus heeft een invloed op lokale abiotische parameters.
- 2) De samenstelling van het landschap op verschillende schaalniveaus heeft een invloed op lokale biotische parameters, namelijk de soortenrijkdom van natuurlijke plaagbestrijders.
- 3) Via de invloed op biotiek en abiotiek heeft landschapssamenstelling een invloed op de lokale multifunctionele performantie

Dit onderzoek tracht dus niet alleen de invloed van het landschap op meerdere ecosysteemdiensten tegelijk te onderzoeken, maar probeert ook de mechaniek erachter te begrijpen aan de hand van de deelhypothesen.



Figuur 3.1: Schema van de verbanden die gelegd zullen worden in deze thesis via het bewijzen van de hypothesen.

## 4. MATERIAAL EN METHODE

Dit onderzoek maakt deel uit van het project 'BEL-Landschap' (<https://www.bel-landschap.be/>), waarbij BEL staat voor Biodiversiteit, Ecosysteemdiensten en Landbouw, maar ook voor BELanghebbenden en BELeving. Binnen dit onderzoek worden op innovatieve wijze verschillende onderzoeksdisciplines gecombineerd, namelijk onderzoek aangaande biodiversiteit en ecosysteemdiensten in landbouwlandschappen met sociaal onderzoek. Dit wordt gedaan door een landschapsobservatorium te creëren, aan de hand van vierkante meter 'pleeg'-tuintjes. Deze laatste worden als identieke meetpunten (zie sectie 4.2) verspreid over het landschap. Binnen dit landschapsobservatorium werden de meettuintjes zo verspreid over het landschap dat er een goede verdeling is over een gradiënt van het aandeel (semi-)natuurlijke habitat in de omgeving van de meettuintjes (namelijk circa 5 tot 60% aan hoog en laag groen samen, zoals gedefinieerd met de Groenkaart 2012 (ANB, 2013b), binnen 500 m rond de meettuintjes). De meettuintjes dienen tevens als een *citizen-science-tool*. Dit wil zeggen dat een deel van de metingen gebeuren door vrijwillige tuiniers: burgers die zich kandidaat stelden om plaats te voorzien voor een meettuintje en dit te verzorgen en op te volgen.

Deze thesis analyseert data van het eerste meetjaar (2018) van BEL-Landschap. Dit jaar loopt er een nieuw meetseizoen met kleine aanpassingen aan de methodiek op basis van de ervaringen in 2018.

### 4.1. Studiegebied

Het studiegebied van BEL-Landschap is gespreid over Lemberge (Merelbeke), Gontrode (Melle), Landskouter (Oosterzele) en Gijzenzele (Oosterzele) en omvat een oppervlakte van ongeveer 41 km<sup>2</sup>. Dit studiegebied werd uitgekozen omdat hier circa de helft van de oppervlakte landbouw als landgebruik heeft, wat representatief is voor Vlaanderen en België, waar respectievelijk circa 45% en 44% van de oppervlakte voor landbouw gebruikt werd in 2015 (Statbel, 2017). Daarnaast varieert het aandeel van (semi-)natuurlijke habitat in dit landschap voldoende om de meettuintjes over een gradiënt ervan te kunnen verdelen. Zo zijn er delen in het landschap die volledig open zijn met nagenoeg enkel akkerbouw. Daarnaast zijn er ook stukken met meer half natuurlijke habitats zoals hagen en houtkanten. De situering en omlijning van het studiegebied is te zien in Figuur 4.1. Een groot voordeel aan dit studiegebied is bovendien dat de twee onderzoeksinstellingen betrokken bij BEL-Landschap, namelijk ILVO (Instituut voor Landbouw- Visserij-, en Voedingsonderzoek) en UGent ook een vestiging hebben binnen het onderzoeksgebied.

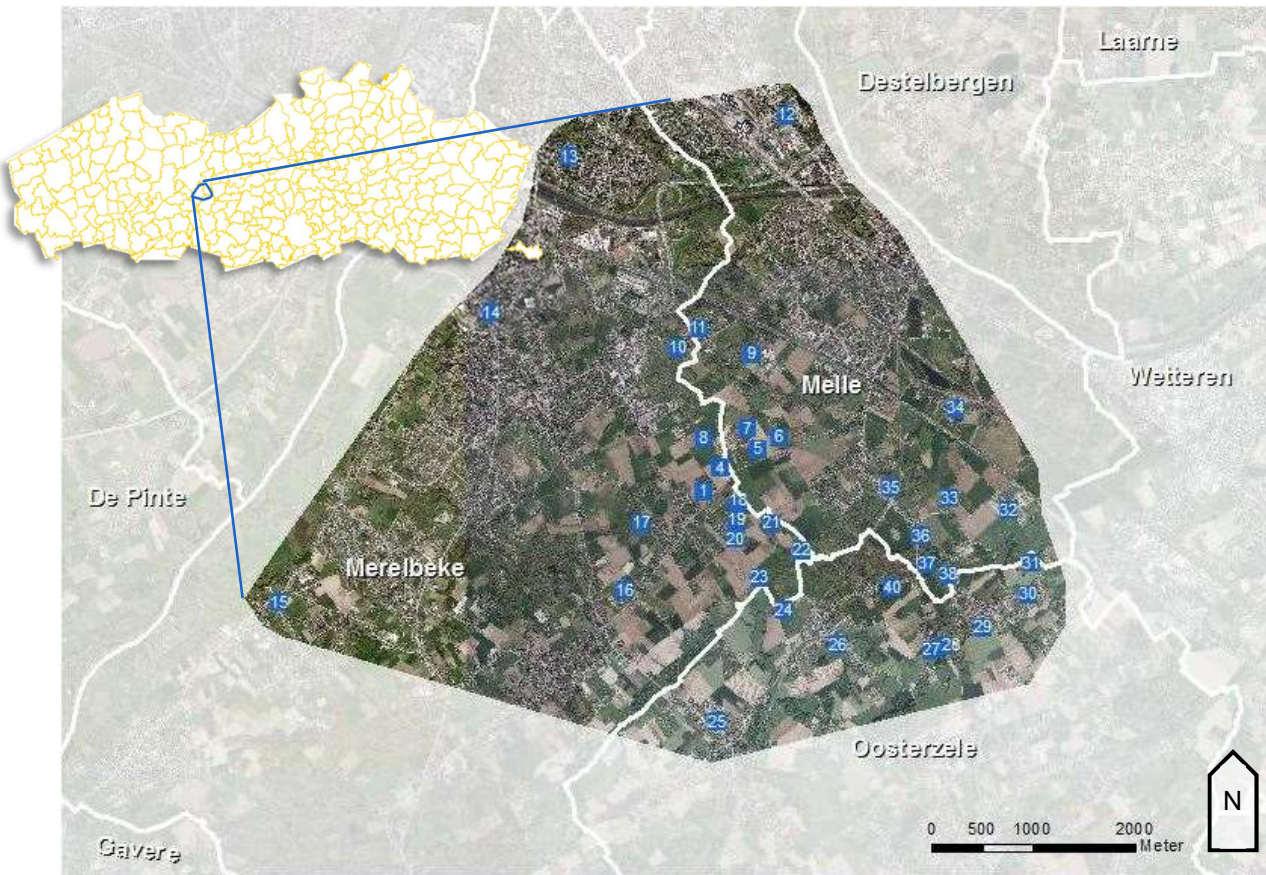
### 4.2. Vierkante meter meettuintjes als meetinstrument

In totaal werden 40 meettuintjes verspreid over het studiegebied. Op 3 verschillende meetpunten werden telkens 2 meettuintjes geplaatst. Bij meetpunten 'P109' en 'P109 (2)' en bij meetpunten 'Landbouw & Maatschappij' en 'Agrotechniek' is dit ter herhaling van een meettuintje in éénzelfde omgeving. Op meetpunten 'Aalmoezenijestraat', 'Aalmoezenijestraat (2)' werd in het laatst vernoemde meettuintje de moestuinbak gevuld met de lokale volle grond, om de kwaliteit van het gestandaardiseerde substraat van de andere meettuintjes te vergelijken met de lokale volle grond. De resultaten van het meettuintje Aalmoezenijestraat (2) werden door het afwijkende substraat niet meegenomen in de analyse binnen deze thesis. Waar de 40 meettuintjes zich bevinden is te zien op Figuur 4.1. De coördinaten en de benaming van de meettuintjes zijn tevens te raadplegen in Tabel 10.1.

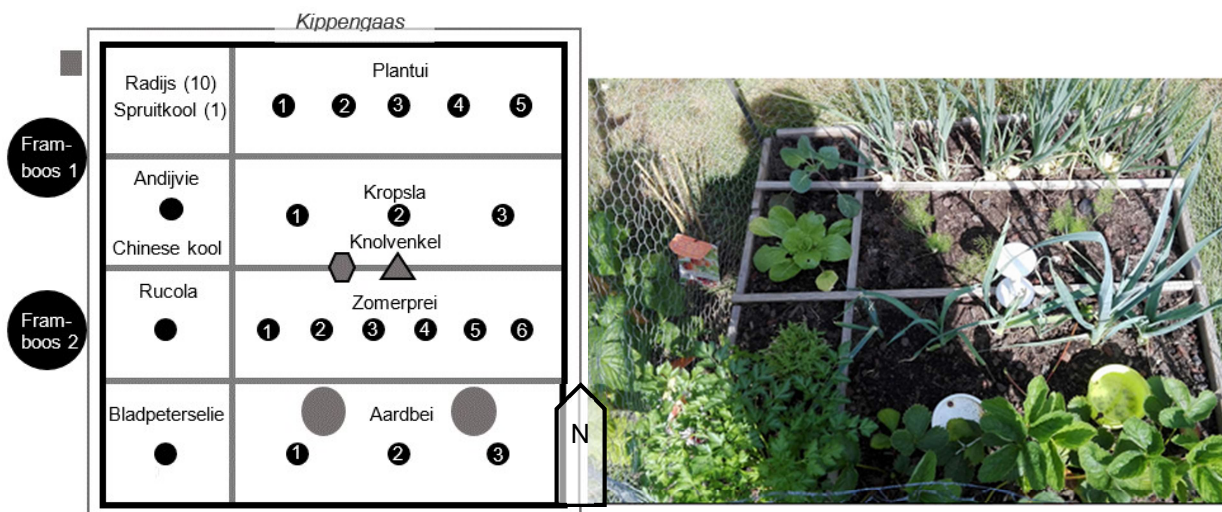
Om als meetinstrument te dienen werden alle meettuintjes op uniforme wijze ingericht, met als uitzondering het meettuintje Aalmoezenijestraat (2). De overige meettuintjes kregen een standaard groeisubstraat, namelijk TerraViva<sup>®</sup> Moestuingrond. Dit bestaat uit zand-leemachtige teelaarde, lavasteentjes en gecomposteerde paardenmest (cat2), met een pH van 7,065, droge stofgehalte van 71,1%, organische stofgehalte van 10,7% en een elektrische geleidbaarheid van 286  $\mu$ S/cm. De meettuintjes zijn allemaal op éénzelfde manier in vakken onderverdeeld, zodat de gewassen steeds op gelijkaardige manier gepositioneerd zijn volgens de windrichtingen. Een andere reden voor de gestandaardiseerde indeling is om duidelijkheid te scheppen bij dataverzameling en communicatie voor zowel de onderzoekers als de deelnemers die de meettuintjes verzorgen. Elk meettuintje kreeg een omheining van kippengaas om te vermijden dat grotere zoogdieren zoals konijnen, hazen en katten het



meettuintje betreden en zo het experiment zouden verstoren. Een algemeen beeld van hoe de meettuintjes ingericht werden; is te zien in Figuur 4.2. Wat er precies gemeten wordt door welk onderdeel in de meettuintjes, wordt in volgende secties nader uitgelegd.



Figuur 4.1: Situering van het studiegebied waarover de meettuintjes (genummerde vierkante stippen) verspreid zijn. De benaming en coördinaten van de meettuintjes zijn te raadplegen in Tabel 10.1 (Informatie Vlaanderen, 2018a, 2018b).



Figuur 4.2: Links: inrichting van de meettuintjes. ● : individueel gewas, eventuele nummering dient om onderscheid te maken tussen verschillende individuen van éénzelfde gewas. Welk gewas in welk vak stond staat telkens in het vak vermeld. Indien er twee gewassen vermeld staan, is het onderaan vermeldde gewas de 'tweede teelt' in dat vak. ■ : vochtbuisje om luchtvochtigheid op te meten. ● : insectenvallen, namelijk een bodemval (links) en een vangschaal (rechts). ▲ : Multifunctionele sensor, slechts in 4 meettuintjes aanwezig. ● : bodemtemperatuursensor HOBO Pendant T (8k). Rechts: foto van het meettuintje Rooberg, genomen op 11 juli 2018 door tuinierster Martine Braeckman.

De opvolging van de meettuinjes gebeurt hoofdzakelijk door de tuiniers tijdens wekelijkse tuinbezoeken. Tijdens het begin van het groeiseizoen (van april tot en met juli) is dit een intensieve opvolging, met 3 bezoeken per week. Tijdens juli en augustus wordt dit verminderd naar 2 bezoeken per week terwijl tijdens het najaar slechts 1 bezoek meer nodig is. Zij worden bij deze bezoeken en metingen ondersteund dankzij een draaiboek met gewasfiches en via een wekelijkse nieuwsbrief. Het draaiboek geeft een volledig beeld van wat er gemeten wordt bij elk gewas en hoe dit gebeurt. De wekelijkse nieuwsbrief laat flexibiliteit toe zodat de verzorging van de meettuinjes bijvoorbeeld bijgestuurd kan worden aan de hand van meteorologische omstandigheden. De tuiniers worden er met de nieuwsbrieven ook aan herinnerd wanneer wat gemeten moet worden. Daardoor zorgen ze ook voor een grote betrokkenheid van de tuiniers bij het project.

#### 4.2.1. Verzameling abiotische parameters

In ieder meettuinje werd een bodemtemperatuursensor aangebracht. De gebruikte sensor is de HOBO Pendant Temperature Data Logger (UA-001-08) sensor. Dit toestel heeft een accuraatheid van  $\pm 0,53^{\circ}\text{C}$  in een temperatuurrange van  $0^{\circ}\text{C}$  tot  $50^{\circ}\text{C}$  en  $\pm 1$  minuut per maand bij  $25^{\circ}\text{C}$ . De sensor werd steeds net bedekt met een laagje substraat om direct zonlicht te mijden, zodat het apparaat zelf niet verhit raakt en zo te hoge temperaturen zou meten. De metingen gebeurden vanaf 24 mei 2018, 13u00 tot en met 30 september 2018, 15u30, met één meting per halfuur.

#### 4.2.2. Verzameling geleedpotigen als biotische parameters

Voor deze thesis was het van belang om biotische parameters te verkrijgen die een maat zijn voor de biodiversiteit van carnivore geleedpotigen die zich via de grond voortbewegen. Gedurende twee weken in mei (17-31 mei), 1 week in juli (3-10 juli) en 2 weken in augustus (2-16 augustus) werd daarvoor een bodemval ('pitfall trap'), gevuld met antivries en een druppel detergent aangebracht in de meettuinjes. De bodemvallen werden beschermd van neerslag en het gieten van water aan de hand van een plastic deksel dat met behulp van nagels boven de bodemval gehouden werd. Bij het triëren van de vallen werden de organismen ingedeeld in volgende groepen: pissebedden (Isopoda), miljoenpoten (Diplopoda), spinnen (Araneae), loopkevers (Carabidae), kortschildkevers (Staphylinidae) en duizendpoten (Chilopoda). Er werd geteld hoeveel exemplaren per groep aanwezig waren per val. Doordat bij 4 bodemvallen van de ronde in juli de staalmarkering onleesbaar was worden deze niet gebruikt in de data-analyse.

#### 4.2.3. Verzameling van variabelen voor geleverde ecosysteemdiensten

Bij de verzameling van de variabelen die een maat zijn voor het leveren van ecosysteemdiensten in de meettuinjes, speelden de tuiniers een belangrijke rol. De prestatie van de tuinjes om ecosysteemdiensten te leveren, worden immers allemaal bepaald vanuit observaties van de gewassen, die zo dienen als fyto-meters. Er werden meer variabelen verzameld binnen het project BEL-Landschap die buiten de scope van deze thesis vallen, maar nog in verder onderzoek aan bod zullen komen. De ecosysteemdiensten die voor deze thesis onderzocht worden zijn natuurlijke plaagcontrole en gewasopbrengst.

Alle gewassen werden als jong plantgoed aangebracht in de meettuinjes om variatie door kiem- en vestigingssucces te minimaliseren. Dit plantgoed komt van bij de biologische plantgoed teler De Koster<sup>1</sup>. Er werd gekozen voor verschillende gewassen (en bepaalde rassen), op basis van gevoeligheid voor verschillende plagen en belang van bestuiving. Dit maakt het mogelijk om de multifunctionaliteit van de meettuinjes te kunnen bepalen. Daarnaast was het van belang dat de gewassen en rassen zo weinig mogelijk gevoelig zijn voor verschillen in behandeling tussen de tuiniers, eenvoudig handelbaar zijn en dus geen te intensieve opvolging vragen en ook een oogst opleveren die interessant is voor de tuiniers zelf. Met de aardbei- en frambozenplanten kan tevens bestuivingssucces opgevolgd worden. Binnen deze thesis wordt gekeken naar de data van een selectie binnen deze gewassen, namelijk: aardbei (*Fragaria*), kropsla (*Lactuca sativa*), plantui (*Allium cepa*) en Chinese kool (*Brassica rapa*).

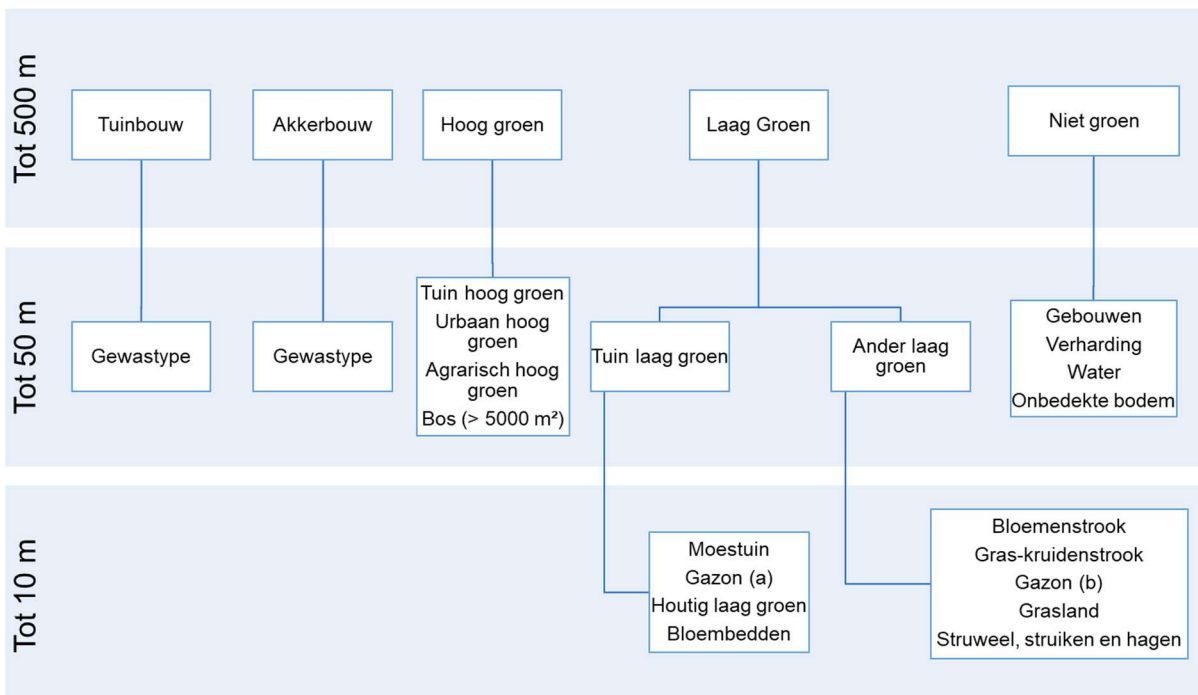
<sup>1</sup> Meer informatie over deze teler is te vinden op: <https://www.plantenkwekerijdekoster.be/>

De natuurlijke plaagcontrole werd in beeld gebracht door de gradatie van vraat op de gewassen op te volgen overheen meerdere observatierondes. Bij aardbei werd deze ook opgevolgd op de bladeren, niet op de vruchten. De gradatie van vraat is een directe maat voor prevalentie van plaagsoorten enerzijds en anderzijds de graad van natuurlijke plaagcontrole, in tegenstelling tot studies waar bijvoorbeeld *potentieel* tot natuurlijke plaagcontrole bepaald werd. Deze observatierondes werden steeds uitgevoerd door Frederik Gerits, die doctorandus is binnen het onderzoeksteam van BEL-Landschap. Visuele schattingen van de vraat zijn niet-destructief en kunnen vrij accurate resultaten opleveren. De variatie kan minimaal gehouden worden doordat de schattingen steeds door dezelfde persoon te laten uitvoeren (Johnson, Bertrand, & Turcotte, 2016).

Als maat voor de opbrengst wordt de verse biomassa van de eetbare onderdelen van elk van de gewassen bepaald. Om te zorgen voor een uniforme verzameling van de verse biomassa kregen alle tuiniers dezelfde weegschaal voor het wegen van de oogst. In de wekelijkse nieuwsbrieven wordt aangegeven wanneer welk gewas geoogst en gewogen moet worden. De informatie die de tuiniers verzamelen wordt bijgehouden in een schrift en ingevuld in online logboeken (via Google Drive) voor een vlotte doorspeling van de informatie naar het wetenschappelijk team achter het project.

### 4.3. Samenstelling van het landschap op verschillende schalen

Om de samenstelling van het landschap rond elk van de meetuintjes in kaart te brengen, werd het landschap gecategoriseerd tot vooraf bepaalde types habitat. De samenstelling van het landschap werd telkens binnen 3 concentrische cirkels van 10 m, 50 m en 500 m rond de meetuintjes bepaald. Zo kan het landschap over verschillende schalen getypeerd worden op gelijkaardige wijze. Op steeds kleinere schaal wordt tot een steeds gedetailleerder habitatype geassocieerd, waarbij de habitatypes een hiërarchie volgen. Tot welke habitatypes gedetermineerd wordt op elke schaal is te zien in Figuur 4.3. De verklaring van de verschillende habitatypes is te vinden in Tabel 4.1. De werkwijze waarop de samenstelling van het landschap gedetermineerd werd, wordt uiteengezet in onderstaande secties.



Figuur 4.3: Hiërarchisch schema van de habitatypes waarin de omgeving geclassificeerd wordt binnenin elk van de concentrische cirkels. Indien habitatypes uit de concentrische cirkel van 50 m niet meer verder opgedeeld worden in deze van 10 m, wordt tot diezelfde habitatypes gedetermineerd.



Tabel 4.1: Verklaring van de verschillende habitattypes.

TYPE HABITAT	VERKLARING
<b>Tuinbouw</b>	Landbouwpercelen bedekt met tuinbouwgewassen.
– Gewastype	Soort tuinbouwgewas
<b>Akkerbouw</b>	Landbouwpercelen bedekt met akkerbouwgewassen.
– Gewastype	Soort akkerbouwgewas
<b>Hoog groen</b>	Vegetatie hoger dan 3 m.
<b>Tuin hoog groen</b>	Bomen en struiken hoger dan 3 m die zich in een tuin bevinden.
<b>Urbaan hoog groen</b>	Bomen en struiken hoger dan 3 m die zich in een urbane omgeving bevinden (uitgezonderd in tuin).
<b>Agrarisch hoog groen</b>	Bomen en struiken hoger dan 3 m die zich in een agrarische omgeving bevinden. Bv. alleenstaande bomen, bomenrijen, houtkanten hoger dan 3 m en bomengroepen.
<b>Bos</b>	Hoog groen met een aaneengesloten kroonoppervlakte van groter dan 5000 m <sup>2</sup> .
<b>Laag groen</b>	Vegetatie lager dan 3 m.
<b>Tuin laag groen</b>	Vegetatie lager dan 3 m die zich in een tuin bevindt.
<b>Moestuin</b>	Oppervlakte in de tuin, gebruikt om (eenjarige en vaste) gewassen op te telen.
<b>Gazon (a) en (b)</b>	Frequent gemaaid gras-kruidige vegetatie.
<b>Houtig laag groen</b>	Lage vegetatiestroken die niet ingezaaid werden.
<b>Bloembedden</b>	Oppervlakte in de tuin die ingezaaid of beplant zijn met sierplanten omwille van de bloemen.
<b>Ander laag groen</b>	Vegetatie lager dan 3 m die zich in een urbane (uitgezonderd tuinen), agrarische en/of natuurlijke omgeving bevindt.
<b>Bloemenstrook</b>	Lage vegetatiestroken die ingezaaid werden met een bloemenmengsel.
<b>Gras-kruidenstrook</b>	Lage vegetatiestroken die niet ingezaaid werden
<b>Grasland</b>	Oppervlakte bedekt met gras-kruidige lage vegetatie, in stand gehouden door begrazing, maaien of een combinatie.
<b>Struweel, struiken en hagen</b>	Houtige vegetatie lager dan 3 m (maar zich niet in een tuin bevindt).
<b>Niet groen</b>	Oppervlakte die niet bedekt is met vegetatie.
<b>Gebouwen</b>	Bebouwde oppervlakte
<b>Verharding</b>	Grond bedekt met verharding (asfalt, geplaveid, kiezelstenen...)
<b>Water</b>	Waterlichamen zoals poelen, rivieren, meren enz.
<b>Onbedekte bodem</b>	Onverharde ondergrond zonder vegetatiebedekking.

Het landschap typeren door het in te delen in habitattypes werd al eerder gedaan in onderzoek (zie sectie 2.3). Een hiërarchie creëren binnenin habitattypes is nuttig omdat habitattypes indien nodig nog geaggregeerd kunnen worden voor het berekenen van bepaalde indices (zie bijvoorbeeld Billeter e.a., 2007; Herzog e.a., 2017; Schirmel e.a., 2018). Daarnaast wordt verondersteld dat op kleinere schaal, kleine(re) verschillen binnenin een overkoepelend habitatype meer invloed zullen hebben.

Vanaf een straal van 50 m wordt uit *Laag groen* en *Hoog groen*, respectievelijk *Tuin laag groen* en *Tuin hoog groen* onderscheiden. In de hier geciteerde literatuur komt tuin weinig of niet aan bod. Nochtans is tuin een niet te onderschatten landgebruik. In Vlaanderen bedekt tuin ongeveer 8% van de oppervlakte en zelfs tot 21% in residentiële kernen (Dewaelheyns, Rogge, & Gulinck, 2014). Bovendien bieden tuinen potentieel voor het conserveren van biodiversiteit (Davies e.a., 2009).

### 4.3.1. Identificeren habitattypes 500 m en 50 m rond de meetuintjes

#### 4.3.1.1. Keuze van de afstanden rondom de meetuintjes

De omgeving binnen een straal van 500 m rond de meetuintjes geeft een idee van de samenstelling van het landschap op grote schaal rond elk van de meetuintjes. De keuze voor een afstand van 500 m

viel om voor zo weinig mogelijk overlap te zorgen tussen de oppervlaktes die hierbij rond de meettuinjes onderzocht wordt. Tegelijkertijd is deze afstand groot genoeg om van het omringende landschap te kunnen spreken. Deze afstand werd bovendien al eerder gebruikt in onderzoek omtrent de invloed van het landschap en bleek deze afstand geschikt voor invloeden op soortenrijkdom voor veel verschillende soorten (Concepción e.a., 2008, 2012; Winqvist e.a., 2011).

Binnen een straal van 50 m rond de meettuinjes kan een idee gevormd worden van de samenstelling van het landschap in de dichtere omgeving rond de meettuinjes. Deze afstand werd door Dauber e.a. (2003) ook gebruikt om de onmiddellijke omgeving rond graslanden te omschrijven.

#### 4.3.1.2. Werkwijze om habitattypes te identificeren

Om de samenstelling van het landschap binnen 500 en 50 m rond de meettuinjes te bepalen, werd gebruikt gemaakt van ArcGIS versie 10.4 (ESRI inc.). Het coördinatensysteem dat gebruikt werd, is het geografisch coördinatensysteem (GSC) Belge-1972. Alle gebruikte kaarten werden dan ook omgezet naar dit coördinatensysteem. De aanpak voor het identificeren van de habitattypes tot het bepalen van de oppervlakte die elk habitatype inneemt, kan opgedeeld worden in 5 grote stappen, op gelijst in Tabel 4.2. De tools die binnen ArcGIS gebruikt werden in iedere stap zijn te raadplegen in Bijlage A, Tabel 10.4.

*Tabel 4.2: Stappen waarin de aanpak kan opgedeeld worden voor het identificeren van de habitattypes binnen 500 en 50 m rond de meettuinjes.*

#### STAP

- 1 Locaties meettuinjes als punten in tekenen a.d.h.v. een recente luchtfoto
- 2 Cirkels met een straal 10, 50 en 500 m rond meettuinjes bepalen en aparte *shapefiles* per straal creëren.
- 3 Habitatkaart maken voor elk van de vooraf bepaalde habitattypes
- 4 Indien nodig, habitatkaart omzetten naar rasterformaat
- 5 Bepalen van de oppervlakte van de habitattypes binnen de cirkels rondom de meettuinjes

#### Duiding bij stap 3

Stap 3 is veruit de meest omvattende stap, doordat voor elk verschillende habitatype een aparte habitatkaart aangemaakt werd. Deze habitatkaarten werden aangemaakt vanuit bestaande Vlaamse landgebruiks- en landbedekkingskaarten en de kaart met administratieve percelen. In Tabel 4.3 staat aangegeven welke kaarten als bron gebruikt werden. De methode waarop de habitatkaarten uit deze bronkaarten gehaald werden is te raadplegen in Bijlage A, Tabel 10.2 en Tabel 10.3.

*Tabel 4.3: De bronnen van waaruit de verschillende habitatkaarten aangemaakt werden.*

#### BRONNEN

Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017)  
<https://boerenbunder.be/> (2018)  
 Groenkaart 2012 (ANB, 2013b)  
 GRB – ADP (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018)  
 Digitale Boswijzer 2012 (ANB, 2013a)  
 Bodembedekkingskaart 2012 (Informatie Vlaanderen, 2016)

Er werd steeds gekozen voor de meest recente kaarten die beschikbaar waren. De kaart Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017) werd samengesteld vanuit aangiften van landgebruik van de landbouwers. De Groenkaart (ANB, 2013b) en de Boswijzer (ANB, 2013a) werden opgesteld via segmentatieclassificatie van middenschalige zomervlucht orthofoto's uit 2012. Omdat tot op heden nog

geen recentere versies gemaakt werden, werd er gewerkt met kaarten die de toestand van hoog en laag groen en bos weergeven uit 2012, waardoor de precieze hoeveelheden aan habitattypes die uit deze kaarten bepaald worden onnauwkeurig kunnen zijn. Desalniettemin wordt er verondersteld dat de grootteorde van de bekomen waardes een goede vertegenwoordiging zullen zijn voor de effectief aanwezige hoeveelheid van die habitattypes.

De administratieve percelen kaart (GRB – ADP) (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018) werd gebruikt om habitatkaarten te maken voor hoog en laag groen binnen en buiten tuinen. Er is wellicht een overschatting voor de hoeveelheden groen binnen tuinen en een onderschatting voor habitattypes *Urbaan hoog groen* en *Ander laag groen* doordat percelen binnen woongebied niet onderscheiden konden worden van percelen binnen openbaar of industrieel gebied.

#### *Duiding bij Stap 5*

In Stap 5 werd de samenstelling van het landschap uit de habitattypes (stap 5) bepaald met behulp van de tool *Zonal Statistics 2*<sup>2</sup>. Deze tool kan in tegenstelling met de originele tool *Zonal Statistics*, omgaan met overlappende polygonen. Dit is een groot voordeel aangezien er overlap aanwezig is in de cirkels 500 m rond de verschillende meetuintjes. Bovendien zijn er 2 meetpunten waar 2 meetuintjes vlak naast elkaar liggen en de cirkels van 500 en 50 m grotendeels overlappen. Met *Zonal Statistics* werden per habitatype met de getekende cirkels (uit stap 2) bepaald hoeveel van die habitatype aanwezig is rondom elk van de meetuintjes. Uit deze oppervlaktes kunnen de proporties van de habitattypes binnen een straal van 500 en 50 m makkelijk bepaald worden door te delen door de totale oppervlakte van respectievelijk 500 en 50 m rond de meetuintjes (dus respectievelijk door  $500^2 \cdot \pi \text{ m}^2$  en  $50^2 \cdot \pi \text{ m}^2$ ).

### **4.3.2. Identificeren categorieën 10 m rond de meetuintjes**

De omgeving in een straal van 10 m rond de meetuintjes werd tijdens een veldbezoek gekarakteriseerd. De samenstelling van de omgeving binnen deze cirkel zal een idee geven van de invloed van de zeer directe omgeving. 10 m is voldoende groot om verschillende categorieën te omvatten rond de meetuintjes en toch klein genoeg om via een visuele beoordeling een goede inschatting te maken van de relatieve oppervlaktes van elk van de aanwezige categorieën binnen de straal van 10 meter.

Voor een correcte inschatting werd de straal van 10 meter op het veld aangeduid met gekleurde stokken. Vervolgens werden deze cirkel en de geïdentificeerde types habitat uitgetekend op een luchtfoto op de locatie van het respectievelijke tuintje. Meteen werd de relatieve oppervlakte geschat en genoteerd. Een voorbeeld van een luchtfoto met aantekeningen is te vinden in Bijlage B, Figuur 10.1.

## **4.4. Data analyse**

Vorige secties omschreven hoe info verzameld werd over de verschillende relevante variabelen. Deze ruwe data werd eerst omgevormd naar indices die bruikbaar zijn in modellen. Er werd gebruik gemaakt van *Structural equation modeling* om de hypotheses te testen die gemaakt werden binnen deze thesis.

### **4.4.1. Datavoorbereiding: bepalen van de descriptor variabelen**

De indices werden visueel gecontroleerd op normaliteit aan de hand van de functies *qqplot* en *qqline* in R en indien nodig getransformeerd. De geselecteerde abiotische en biotische indices en indices voor natuurlijke plaagcontrole en opbrengst werden gestandaardiseerd, maar niet gecentreerd, met de functie *scale* in R. Deze standaardisatie gebeurt door te delen door de standaardafwijking.

#### **4.4.1.1. Abiotische indices: *Growing Heat Summation* en bereik in temperatuur**

Als abiotische indices werden per meetuintje het bereik in temperatuur en een maat voor *Growing Heat Summation* (GHS) bepaald vanaf de start van de metingen voor temperatuur tot de oogst van het laatste

<sup>2</sup> De tool *Zonal Statistics 2* staat niet standaard geïnstalleerd op ArcGIS versie 10.4 maar is beschikbaar in het pakket *Spatial Analyst Supplemental Tools*. Dit pakket kan gedownload worden via volgende link: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=3528bd72847c439f88190a137a1d0e67>.

onderzochte gewas (16 september<sup>3</sup>). Het bereik in temperatuur ( $T_b$ ) werd berekend als het verschil tussen de 10% hoogste en 10% laagste temperatuurwaarden.  $T_b$  kan een idee geven van de bufferende capaciteit van de omgeving rond elk meetpuntje. Als GHS werden de *Growing Degree Hours* (GDH) bepaald. De GDH werd benaderd door een numerieke integratie van de temperatuurwaarden gemeten per halfuur. De accuraatheid is vergelijkbaar met een GDH berekend aan de hand van metingen die per minuut genomen zouden zijn (Gu, 2016). Als grenswaarde temperatuur werd 5°C genomen omdat de temperatuur vanaf dan bevorderlijk is voor de groei en ontwikkeling van planten (FAO, 1996). In het meetpuntje Natuurpunt ontbreken temperatuurmetingen door falen van de sensor. De missende data werd aangevuld met het gemiddelde van elk van de variabelen.

Indien  $T_b$  en GDH gecorreleerd zouden zijn kan één van de indices achterwege gelaten worden in verdere analyses. Daarom werd de Pearson correlatie bepaald tussen beide indices.

#### 4.4.1.2. Biotische index: aantal carnivore geleedpotigen

Als biotische index wordt het totaal aantal carnivore geleedpotigen gebruikt dat gevangen werd met de bodemvallen (zie Sectie 4.2.2). Dit aantal wordt gebruikt als proxy voor de soortenrijkdom van de predatore geleedpotigen. Deze index wordt berekend door een som te maken van de aantallen geteld in volgende groepen: spinnen, loopkevers, kortschildkevers en duizendpoten. Deze index kan een overschatting zijn voor de effectieve soortenrijkdom aangezien meerdere exemplaren binnen één functionele groep van dezelfde soort kunnen zijn.

#### 4.4.1.3. Indices voor natuurlijke plaagcontrole: gradatie van vraat

De gradatie van vraat wordt bepaald door een gemiddelde waarde te berekenen van de vraat die geobserveerd werd overheen meerdere observatierondes (zie Sectie 4.2.3) op de exemplaren van de respectievelijke gewassen. Per gewas wordt uiteindelijk een index bekomen die gaat van 0 tot 1. Een waarde van nul wijst op geen tot minimale geobserveerde vraat gedurende de groei van het gewas terwijl een waarde van één op maximale geobserveerde vraat wijst.

Er wordt tevens een index voor de gradatie van vraat op de vier gewassen samen bepaald. Dit is de som van de gradatie van vraat van de afzonderlijke gewassen apart.

#### 4.4.1.4. Indices voor opbrengst: totale versgewicht

De index voor de opbrengst is voor elk gewas het totale versgewicht van de eetbare onderdelen van de gewassen (zie Sectie 4.2.3). Voor enkele van de meetpuntjes ontbraken gegevens over het gewicht van aardbei en Chinese kool. Voor aardbei was dit in de meetpuntjes 'Tidegem' en 'Natuurpunt', voor Chinese kool was dit in de meetpuntjes 'Karus dageraad', 'Pilleweuter' en 'Vierhoekhoeve'. Hier werd de ontbrekende data aangevuld door het gemiddelde te nemen van de respectievelijke totale versgewichten uit de andere meetpuntjes. Daarnaast wordt een index bepaald voor de opbrengst van alle gewassen samen door een gewogen som te nemen van de opbrengst van alle afzonderlijke gewassen. De opbrengst van elk gewas afzonderlijk wordt daarbij gedeeld door het gemiddelde van de 5 hoogste opbrengsten van het respectievelijke gewas. Zo wordt vermeden dat grotere gewassen een te groot gewicht hebben in de som van de totale opbrengst.

#### 4.4.1.5. Landschapsparameters

Per meetpuntje werd het landschap op verschillende schalen getypeerd door te kijken samenstelling van het landschap (zie Sectie 4.3). Per straal worden zo per habitatype een landschapsvariabele bekomen: het aandeel van elk habitatype in de zone binnen die straal. Aan de hand van het aandeel waarmee elk van de habitatypes voorkomen kunnen tevens maten voor de diversiteit van het landschap rondom de meetpuntjes berekend worden. Dit resulteert in een groot aantal landschapsvariabelen per straal. De dimensionaliteit van dit deel van de data kan gereduceerd worden aan de hand van een principale component analyse (PCA) per straal.

<sup>3</sup> Chinese kool werd als laatste gewas (van de in deze thesis onderzochte gewassen) geoogst uit de meetpuntjes. Alle Chinese kolen werden van 14 tot 16 september 2018 geoogst uitgezonderd één exemplaar, dat pas 2 oktober geoogst werd. Omdat de metingen maar tot en met 30 september liepen en enkel deze ene kool zoveel later geoogst werd, wordt toch 16 september als uiterste oogstdatum genomen.

### *Landschapsdiversiteit: Shannon diversity index en Evenness index*

Per straal wordt de *Shannon's diversity index* ( $SHDI = -\sum(p_i * \ln p_i)$ , met  $p_i$  de proportie van habitattype  $i$ ) en *Shannon's evenness index* ( $SHEI = \frac{\sum(p_i * \ln p_i)}{\ln M}$ , met  $M$ : het aantal habitatypes) berekend met alle habitatypes rond elk van de meettuinjes. De berekening gebeurde aan de hand van de functie *diversity* uit het *r*-package *vegan*. SHDI is gelijk aan 0 wanneer er maar één habitattype aanwezig is en wordt groter met het aantal habitatypes en de gelijkmatigheid (*evenness*) waarmee de aanwezige habitatypes aanwezig zijn (Brose, 2003; Concepción e.a., 2008; Emmerson e.a., 2016). SHEI is gelijk aan 1 wanneer alle aanwezige habitatypes dezelfde oppervlakte bedekken (Concepción e.a., 2008).

### *Reductie van dimensionaliteit van de landschapsvariabelen aan de hand van PCA-analyse*

Gelijkaardige habitatypes waarvan 1 of meerdere in het grootste deel van de tuinjes niet voorkomen, bijgevolg veel nulwaarden hebben en daardoor geen goede gradiënt vertonen overheen de verschillende meettuinjes kunnen alvorens PCA uit te voeren geaggregeerd worden. Dit wordt enkel gedaan met habitatypes die vanuit dezelfde hiërarchische tak komen (zie Figuur 4.3).

Principale component analyses (PCA) kunnen uitwijzen welke van de habitatypes meest variëren in proportie binnen elke straal en dus het meest waarschijnlijk de variantie in respons van de abiotiek, de biotiek en de multifunctionaliteit van de tuinjes zal verklaren.

Naast de (nu gereduceerde aantal) habitatypes worden per straal ook de SHDI en de SHEI meegenomen in de PCA. Zo kan bij de PCA ook bepaald worden bij het variëren van welke habitatypes het landschap meer divers is en gelijkmatiger verdeeld is over de habitatypes. In de studie van Concepción e.a. (2008) wordt een gelijkaardige PCA uitgevoerd maar dan met meer types landschapsvariabelen. Hier wordt de PCA enkel uitgevoerd met variabelen die analoog zijn aan de variabelen van die studie die de samenstelling van het landschap omschrijven. In die studie werden principale componenten (PC) geëxtraheerd totdat er 55,64% van de variantie verklaard werd. Daarom zullen hier per straal PC's worden geëxtraheerd totdat minstens 50% van de variantie verklaard is. Per straal wordt vervolgens een varimax rotatie uitgevoerd met de geëxtraheerde PC's om de interpretatie ervan te faciliteren.

De Pearson correlatie wordt bepaald tussen alle geëxtraheerde PC's om na te gaan of de samenstelling van het landschap gecorreleerd is overheen de schalen.

#### **4.4.1.6. Testen van de hypothesen met *Piecewise Structural Equation Modeling***

Om de gestelde hypothesen (zie Sectie 3) te kunnen testen, werd gebruik gemaakt van *Piecewise Structural Equation Modeling*. *Structural Equation Modeling* laat toe om causale relaties te testen en om directe en indirecte effecten te bepalen. Zo kan het mechanisme achter bepaalde verbanden bloot gelegd worden. Door gebruik te maken van *Piecewise Structural Equation Modeling*, kan het gemodelleerde netwerk uiteen gehaald worden in overeenkomstige lineaire regressies die elk afzonderlijk geëvalueerd worden en later gecombineerd kunnen worden om conclusies te trekken uit het volledige *Structural Equation Model* (SEM) (Fan e.a., 2016; Lefcheck, 2016).

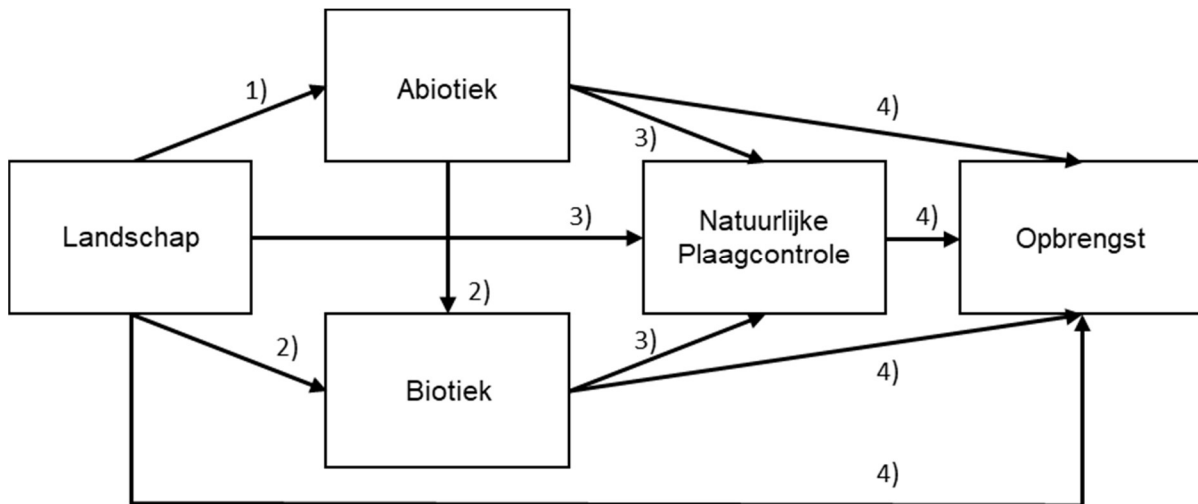
Er wordt voor elk gewas apart en voor alle gewassen samen een SEM opgesteld en getest per straal. Alle SEM's worden op éénzelfde manier opgesteld, met eenvoudige lineaire regressies zonder interactiefactoren. Het netwerk van de SEM's is voorgesteld in Figuur 4.4. De set van lineaire regressies per SEM wordt opgesteld als volgt:

$$\left\{ \begin{array}{l} 1) \text{ Abiotiek} = f(\text{Landschap}) \\ 2) \text{ Biotiek} = f(\text{Landschap}, \text{Abiotiek}) \\ 3) \text{ Natuurlijke plaagcontrole} = f(\text{Landschap}, \text{Abiotiek}, \text{Biotiek}) \\ 4) \text{ Opbrengst} = f(\text{Landschap}, \text{Abiotiek}, \text{Biotiek}, \text{Natuurlijke Plaagcontrole}) \end{array} \right.$$

Waar voor de componenten Abiotiek, Biotiek, Natuurlijke plaagcontrole en Opbrengst de gestandaardiseerde indices, al dan niet getransformeerd, worden gebruikt als variabelen. Voor de

component Landschap worden per straal de respectievelijke geëxtraheerde principale componenten gebruikt als variabelen.

De bekomen SEMs werden geïmplementeerd en getest met behulp van de functie *psem* uit het pakket *piecewiseSEM* in R (Lefcheck, 2016). Deze functie laat toe om gestandaardiseerde waarden voor de geschatte coëfficiënten te verkrijgen. Deze standaardisering werd uitgevoerd aan de hand van de ratio van de standaardafwijking van de predictor op de standaardafwijking van de responsfactor. Deze standaardisering laat het toe om de coëfficiënten, en dus de relatieve effecten van de predictoren, binnen één SEM te vergelijken.



Figuur 4.4: Netwerk van de opgestelde SEM's. De nummering bij de pijltjes geeft aan uit welke van de lineaire regressies het effect gehaald wordt van de ene op de andere component.

## 5. RESULTATEN

In deze sectie wordt eerst een overzicht gegeven van de typering van het landschap binnen elk van de schalen (500, 50 en 10 m) rond de meettuinjes. Aansluitend daaraan worden de resultaten weergegeven van de principale componenten analyse (PCA) met varimax rotatie van de landschapsvariabelen en de correlatie tussen de geëxtraheerde principale componenten (PC). Vervolgens worden resultaten weergegeven van de abiotiek (temperatuurvariabelen) en biotiek (carnivore geleedpotigen gevangen met de bodemvallen) die vastgesteld werd in de meettuinjes. Dit wordt gevolgd door de vraat en de opbrengst die geobserveerd werd voor de verschillende gewassen die binnen deze thesis onderzocht werden. Als laatste worden de resultaten van de *Piecewise Structural Equation Models* op een grafische manier weergegeven.

### 5.1. Samenstelling van het landschap rond de meettuinjes

Voor elk van de schalen (500, 50 en 10 m) staat respectievelijk in Tabel 5.1 tot Tabel 5.3 het bereik van de meettuinjes voor het aandeel van alle habitattypes en wat de mediaan ervan is. Het bereik en de mediaan is ook weergegeven voor de *Shannon Diversity Index* (SHDI) en *Shannon Evenness Index* (SHEI) van het landschap. Het aandeel van de verschillende 'Gewassen' habitattypes (de verdere opdeling van *Akkerbouw* en *Tuinbouw*, zie Figuur 4.3) werd ook gebruikt binnen de berekeningen van deze diversiteitsindices. Een overzicht van de gradiënt voor de verschillende gewassen en het aantal meettuinjes waar die habitattypes in voorkomen, is gegeven in Tabel 10.5 en Tabel 10.6 in Bijlage C. De habitattypes 'Water' en 'Onbedekte bodem' werden binnen de straal van 50 m weggelaten uit deze berekening alsook verdere analyses omdat 'Water' slechts in de omgeving van 1 van de meettuinjes voorkwam en dan ook in zeer beperkte mate. Voor 'Onbedekte bodem' was het niet mogelijk te bepalen hoeveel van dit habitatype aanwezig was binnen een straal van 50 m via het gehanteerde GIS protocol. Binnen de straal van 10 m komt er nergens 'Water' voor en dit habitatype wordt daarom ook weggelaten bij het berekenen van SHDI en SHEI en in verdere analyses.

Sommige habitattypes werden geaggregeerd om de PCA's mee uit te voeren. Binnen de straal van 500 m werden 'Akkerbouw' en 'Tuinbouw' geaggregeerd tot 'Landbouw'. Hoewel er op één meettuinje na steeds tuinbouw aanwezig is, is dit altijd in zeer beperkte mate. Voor de helft van de meettuinjes blijft het aandeel Tuinbouw namelijk onder de 2,5%. Aggregatie van habitattypes binnen een straal van 50 m en van 10 m werd voornamelijk gedaan omdat er een groot aantal nulwaarden waren. De verschillende 'Gewassen' habitattypes werden geaggregeerd tot het habitatype 'Landbouw' voor de schalen van 50 en 10 m aangezien deze habitattypes allemaal samen binnen deze schalen respectievelijk maar bij 19 en 9 van de meettuinjes voorkomen. *Maïs* is het 'Gewassen' habitatype dat het meest voorkomt, gevolgd door andere akkerbouwgewassen als aardappel en graangewassen.

Tabel 5.1: De gradiënt en de mediaan waarmee alle habitattypes voorkomen binnen een straal van 500 m rond de meettuinjes. #: Het aantal meettuinjes waar, binnen een straal van 500 m, elk van de habitattypes aanwezig zijn. <sup>A</sup>: Deze habitattypes worden geaggregeerd tot het habitatype 'Landbouw' (<sup>B</sup>) voor de PCA. De habitattypes aangeduid met \* werden gebruikt om de SHDI en de SHEI mee te berekenen.

HABITATYPE	GRADIËNT	MEDIAAN	#
AKKERBOUW <sup>A*</sup>	0-49,4%	23,2%	37
TUINBOUW <sup>A*</sup>	0-12,1%	2,8%	38
LANDBOUW <sup>B</sup>	0,5-54,9%	25,9%	39
HOOG GROEN*	3,5-49,3%	13,7%	39
LAAG GROEN*	17,34-59,3%	40,8%	39
NIET GROEN*	2,19-47,0%	13,3%	39
SHDI	1,08-1,50	1,26	/
SHEI	0,67-0,93	0,79	/

Tabel 5.2: De gradiënt en de mediaan waarmee alle habitattypes voorkomen binnen een straal van 50 m rond de meetuintjes. #: Het aantal meetuintjes waar, binnen een straal van 50 m, elk van de habitattypes aanwezig zijn. <sup>B</sup>: Alle verschillende 'Gewassen' habitattypes (zie Tabel 10.5) werden geaggregeerd tot dit habitatype (Landbouw) voor de PCA. <sup>C</sup>: Deze habitattypes werden geaggregeerd tot het habitatype 'Ander hoog groen' (<sup>D</sup>) voor de PCA. De habitattypes aangeduid met \*, alsook de verschillende 'Gewassen' habitattypes, werden gebruikt om de SHDI en SHEI mee te berekenen

HABITATYPE	GRADIËNT	MEDIAAN	#
LANDBOUW <sup>B</sup>	0-94,6%	0%	19
TUIN HOOG GROEN*	0-26,3%	3,6%	27
URBAAN HOOG GROEN <sup>C*</sup>	0-9,2%	0%	14
AGRARISCH HOOG GROEN <sup>C*</sup>	0-16,4%	0,4%	24
BOS <sup>C*</sup>	0-78,9%	0%	9
ANDER HOOG GROEN <sup>D</sup>	0-85,3%	1,0%	34
TUIN LAAG GROEN	0,1-77,1%	12,5%	39
ANDER LAAG GROEN	0-55,3%	18,9%	33
GEBOUWEN	0-27,9%	8,5%	34
VERHARDING	0-49,8%	8,5%	36
WATER	0-1,4%	0	1
ONBEDEKTE BODEM	/	/	/
SHDI	0,80-1,86	1,34	/
SHEI	0,48-0,99	0,72	/

Tabel 5.3: De gradiënt en de mediaan waarmee alle habitattypes voorkomen binnen een straal van 10 m rond de meetuintjes. #: Het aantal meetuintjes waar, binnen een straal van 10 m, elk van de habitattypes aanwezig zijn. <sup>B</sup>: Alle verschillende 'Gewassen' habitattypes (zie Tabel 10.5) werden geaggregeerd tot dit habitatype (Landbouw) voor de PCA. <sup>C</sup>: Deze habitattypes werden geaggregeerd tot het habitatype 'Ander hoog groen' (<sup>D</sup>) voor de PCA. <sup>E</sup>: Deze habitattypes werden geaggregeerd tot het habitatype 'Structuurrijk Tuin Laag Groen' (<sup>F</sup>). <sup>G</sup>: Deze habitattypes werden geaggregeerd tot het habitatype 'Structuurrijk ander laag groen' (<sup>H</sup>). De habitattypes aangeduid met \*, alsook de verschillende 'Gewassen' habitattypes, werden gebruikt om de SHDI en SHEI mee te berekenen

HABITATYPE	GRADIËNT	MEDIAAN	#
LANDBOUW <sup>B</sup>	0-100%	0%	9
TUIN HOOG GROEN	0-25%	0%	12
URBAAN HOOG GROEN <sup>C</sup>	0-20%	0%	3
AGRARISCH HOOG GROEN <sup>C</sup>	0-22%	0%	3
ANDER HOOG GROEN <sup>D</sup>	0-22%	0%	5
BOS	0-60%	0%	2
MOESTUIN <sup>E</sup>	0-40%	0%	12
GAZON	0-90%	15,0%	24
HOUTIG LAAG GROEN <sup>E</sup>	0-23%	0%	17
BLOEMBEDDEN <sup>E</sup>	0-23%	0%	8
STRUCTUURRIJK TUIN LAAG GROEN <sup>F</sup>	0-69%	0%	19
BLOEMENSTROOK <sup>G</sup>	0-1%	0%	2
GRAS-KRUIDENSTROOK	0-70%	0%	19
GRASLAND	0-75%	12,0%	22
STRUWEEL, STRUIKEN EN HAGEN <sup>G</sup>	0-35%	0%	12
STRUCTUURRIJK ANDER LAAG GROEN <sup>H</sup>	0-35%	0%	12
GEBOUWEN	0-45%	3,0%	21
VERHARDING	0-42%	4,0%	28
WATER	0-0%	0%	0
ONBEDEKTE BODEM	0-40%	0%	10
SHDI	0,49-1,85	1,12	/
SHEI	0,35-0,99	0,77	/



Tabel 5.4 tot Tabel 5.6 geven weer wat de resultaten zijn van de PCA's met varimax rotatie, die uitgevoerd werden voor de verschillende schaalniveaus. Om minstens 50% van de variantie te verklaren, werden voor de stralen van 500 m en 50 m telkens twee principale componenten (PC) geëxtraheerd en voor de straal van 10 m vier. Dankzij de varimax rotatie kunnen de PC's makkelijker geïnterpreteerd worden omdat deze analysemethode de variabelen kan toekennen aan de PC's naargelang de overeenstemming van de variantie in de PC's en de variantie in de corresponderende landschapsvariabelen. Hieronder wordt kort omschreven hoe de resultaten van de PCA met varimax rotatie geïnterpreteerd kan worden.

Binnen de straal van 500 m stijgt de waarde van de eerste PC (PC1) met een stijging van de SHDI en SHEI en een lager aandeel *Laag groen*. PC2 stijgt met een lager aandeel van *Landbouw* en hogere aandelen van *Niet groen* en *Hoog groen*. Binnen de straal van 50 m stijgt PC1 met een lager aandeel *Landbouw* en *Ander laag groen* en een hoger aandeel *Tuin laag groen*, *Tuin hoog groen* en *Verharding*. PC2 stijgt met een daling van de SHDI en SHEI. Binnen de straal van 10 m stijgt PC1 met een daling van de SHDI en SHEI en een lager aandeel van *Structuurrijk tuin laag groen*. PC 2 stijgt met een hoger aandeel *Gazon*, *Tuin hoog groen* en *Gebouw* en met een lager aandeel *Gras-kruidenstrook* en *Grasland*. PC3 stijgt met een lager aandeel *Grasland* en *Onbedekte bodem* en een hoger aandeel *Gras-kruidenstrook*, *Landbouw* en *Bos*. PC4 stijgt met een daling in *Ander hoog groen*, *Verharding* en *Structuurrijk ander laag groen* en een hoger aandeel *Landbouw*.

*Tabel 5.4: Resultaat van de PCA (met varimax genormaliseerde rotatie van de geëxtraheerde assen) met de habitattypes, SHDI en SHEI binnen een straal van 500 m. Factor loading coefficients met een absolute waarde kleiner dan 0,30 worden niet getoond omdat deze niet meer van betekenis zijn om de PC's te interpreteren (Yarnold & Grimm, 1995). Er wordt cumulatief 74,46% van de variantie verklaard door de geëxtraheerde assen.*

VARIABELE	PC1	PC2
LANDBOUW		-0,650
HOOG GROEN		0,471
LAAG GROEN	-0,464	
NIET GROEN		0,559
SHDI	0,595	
SHEI	0,602	
% VARIANTIE	42,95	31,51

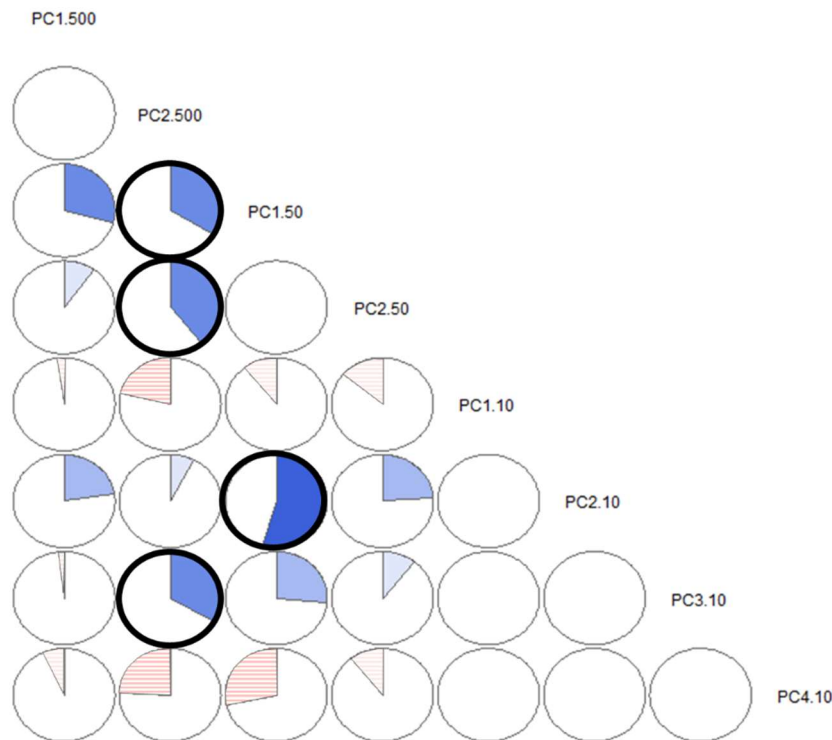
*Tabel 5.5: Resultaat van de PCA (met varimax genormaliseerde rotatie van de geëxtraheerde assen) met de habitattypes, SHDI en SHEI binnen een straal van 50 m. Factor loading coefficients met een absolute waarde kleiner dan 0,30 worden niet getoond omdat deze niet meer van betekenis zijn om de PC's te interpreteren (Yarnold & Grimm, 1995). Er wordt cumulatief 53,21% van de variantie verklaard door de geëxtraheerde assen.*

VARIABELE	PC1	PC2
LANDBOUW	-0,542	
TUIN HOOG GROEN	0,376	
ANDER HOOG GROEN		
TUIN LAAG GROEN	0,474	
ANDER LAAG GROEN	-0,307	
GEBOUW		
VERHARDING	0,404	
SHDI		-0,621
SHEI		-0,625
% VARIANTIE	34,42	18,79

Tabel 5.6: Resultaat van de PCA (met varimax genormaliseerde rotatie van de geëxtraheerde assen) met de habitattypes, SHDI en SHEI binnen een straal van 10 m. Factor loading coefficients met een absolute waarde kleiner dan 0,30 worden niet getoond omdat deze niet meer van betekenis zijn om de PC's te interpreteren (Yarnold & Grimm, 1995). Er wordt cumulatief 53,79% van de variantie verklaard door de geëxtraheerde assen.

VARIABLE	PC1	PC2	PC3	PC4
LANDBOUW			0.303	0.363
TUIN HOOG GROEN		0.384		
ANDER HOOG GROEN				-0.531
BOS			0.332	
STUCTUURRIJK TUIN LAAG GROEN	-0.519			
GAZON		0,565		
GRASLAND		-0,306	-0,579	
GRAS-KRUIDENSTROOK		-0,316	0,432	
STRUCTUURRIJK ANDER LAAG GROEN				-0.370
GEBOUW		0,336		
VERHARDING				-0.529
ONBEDEKTE BODEM			-0.391	
SHDI	-0,592			
SHEI	-0,528			
% VARIANTIE	15,96	15,65	11,40	10,78

Onderstaande figuur is een grafische weergave van de correlaties tussen de principale componenten die geëxtraheerd zijn uit de PCA voor elk schaalniveau. Er is een significante correlatie (p-waarde <0,05) van PC2 van 500 m met PC1 van 50 m en PC3 van 10 m. Er is ook een significante correlatie tussen PC1 van 50 m en PC2 van 10 m.



Figuur 5.1: Pearson correlaties tussen de PC's die geëxtraheerd werden uit de PCA's van de verschillende schaalniveaus. PCx.500, PCx.50 en PCx.10 zijn de PC's van respectievelijk de stralen van 500 m, 50 m en 10 m. De grootte van de correlaties is evenredig met de mate waarmee de cirkels zijn opgevuld. Positieve (blauw) en negatieve (oranje gestreept) correlaties vullen de cirkels in respectievelijk wijzerszin en tegenwijzerszin op. De correlaties die significant verschillen van 0 (p-waarde <0.05) zijn vet omlijnd.

## 5.2. Abiotiek van de meettuintjes

De *Growing Degree Hours* (GDH) van de meettuintjes ligt tussen 40 178,4 en 50 484,7°C.uur, met een mediaan van 45 157,6°C.uur. Het temperatuurbereik ( $T_b$ ; berekend zoals omschreven in Sectie 4.4.1.1) ligt tussen 12,6 en 26,7°C, met een mediaan van 19,3°C. De GDH en  $T_b$  zijn sterk significant gecorreleerd, met een Pearson correlatie van 0,86 (p-waarde: 2,4e-12). Bij verdere analyses wordt daarom enkel de GDH gebruikt, omdat deze niet alleen aangeeft hoe warm het is maar ook een tijdsduur van die warmte indiceert. De GDH werd niet getransformeerd voor verdere analyses.

## 5.3. Biotiek van de meettuintjes

In Tabel 5.7 wordt een overzicht gegeven van de minima en maxima van het aantal exemplaren dat gevangen werd binnen de verschillende groepen carnivore geleedpotigen. In alle tuintjes kwamen spinnen voor. Kortschildkevers kwamen in het minst aantal tuintjes voor. Het maximum van 10 kortschildkevers doet zich maar in één meettuintje voor, verder blijft het aantal kortschildkevers bij 3 of minder.

De index die gebruikt wordt bij het modeleren is het aantal jagers (= totaal aantal carnivore geleedpotigen). Deze index werd log-getransformeerd (met een natuurlijk logaritme) opdat deze normaal verdeeld zou zijn.

*Tabel 5.7: Het minimum en maximum van het aantal exemplaren uit de verschillende groepen carnivore geleedpotigen dat gevangen werd met bodemvallen in de meettuintjes. #: het aantal meettuintjes waar minstens één van de groepen gevangen werd. Ook wordt aangegeven in hoeveel van de tuintjes respectievelijk 4, 3, 2 of slechts 1 van de groepen aangetroffen werd.*

	MIN-MAX	#
<b>SPINNEN</b>	2-133	39
<b>LOOPKEVERS</b>	0-89	31
<b>KORTSCHILDKEVERS</b>	0-10	17
<b>DUIZENDPOTEN</b>	0-4	21
<b>TOTAAL</b>	2-142	/
<b>4-3-2-1 VAN DE GROEPEN AANWEZIG</b>		9-17-8-5

## 5.4. Vraat aan en opbrengst van de gewassen in de meettuintjes

De gemiddelden van de gradatie van vraatschade en de opbrengst van elk van de gewassen apart en de gewassen samen (berekend zoals omschreven in secties 4.4.1.3 en 4.4.1.4) zijn weergegeven in Tabel 5.8.

De gradatie in vraat wordt enkel getransformeerd voor kropsla om een meer normale verdeling te bekomen. Dit is een logtransformatie met een natuurlijke logaritme:  $\ln(\text{vraat}_{\text{kropsla}} + 1)$ . De verdeling van de gradatie in vraat is ook niet normaal voor plantui, maar eerder binomiaal. Deze verdeling kan daardoor niet normaal gemaakt worden met behulp van een transformatie. Ook voor aardbei is de verdeling niet helemaal normaal verdeeld, doordat er in de meeste meettuintjes eerder lage gradatie van vraat geobserveerd werd. 17 meettuintjes kregen een nulwaarde toegekend. Bij aardbei werd vraat voornamelijk toegebracht door de aardbeibladwesp. Bij kropsla en plantui waren het veelal slakken die schade toebrachten. Chinese kool werd aangetast door heel wat verschillende plagen, de voornaamste plaagsoorten waren slakken, rupsen, (koolmeel)luis en koolaardvlo.

De opbrengst wordt bij plantui en Chinese kool vierkantwortelgetransformeerd om een meer normale verdeling te bekomen. De opbrengst bij sla is ook niet helemaal mooi normaal verdeeld, maar transformaties zorgen voor een slechtere verdeling. De afwijkende verdeling is hier deels te wijten aan zeven nulwaarden.

Tabel 5.8: Gemiddelde en standaardafwijking (tussen haakjes) van de gradatie van vraat en de opbrengst voor elk van de gewassen en de gewassen samen.

	VRAAT [-]	OPBRENGST
<b>AARDBEI</b>	0,231 ( $\pm 0,224$ )	111,8 ( $\pm 45,9$ ) g
<b>KROPSLA</b>	0,316 ( $\pm 0,244$ )	462,5 ( $\pm 327,4$ ) g
<b>PLANTUI</b>	0,263 ( $\pm 0,425$ )	566,1 ( $\pm 328,8$ ) g
<b>CHINESE KOOL</b>	0,526 ( $\pm 0,224$ )	668,0 ( $\pm 855,7$ ) g
<b>SAMEN</b>	1,337 ( $\pm 0,735$ )	1,775 ( $\pm 0,60$ ) [-]

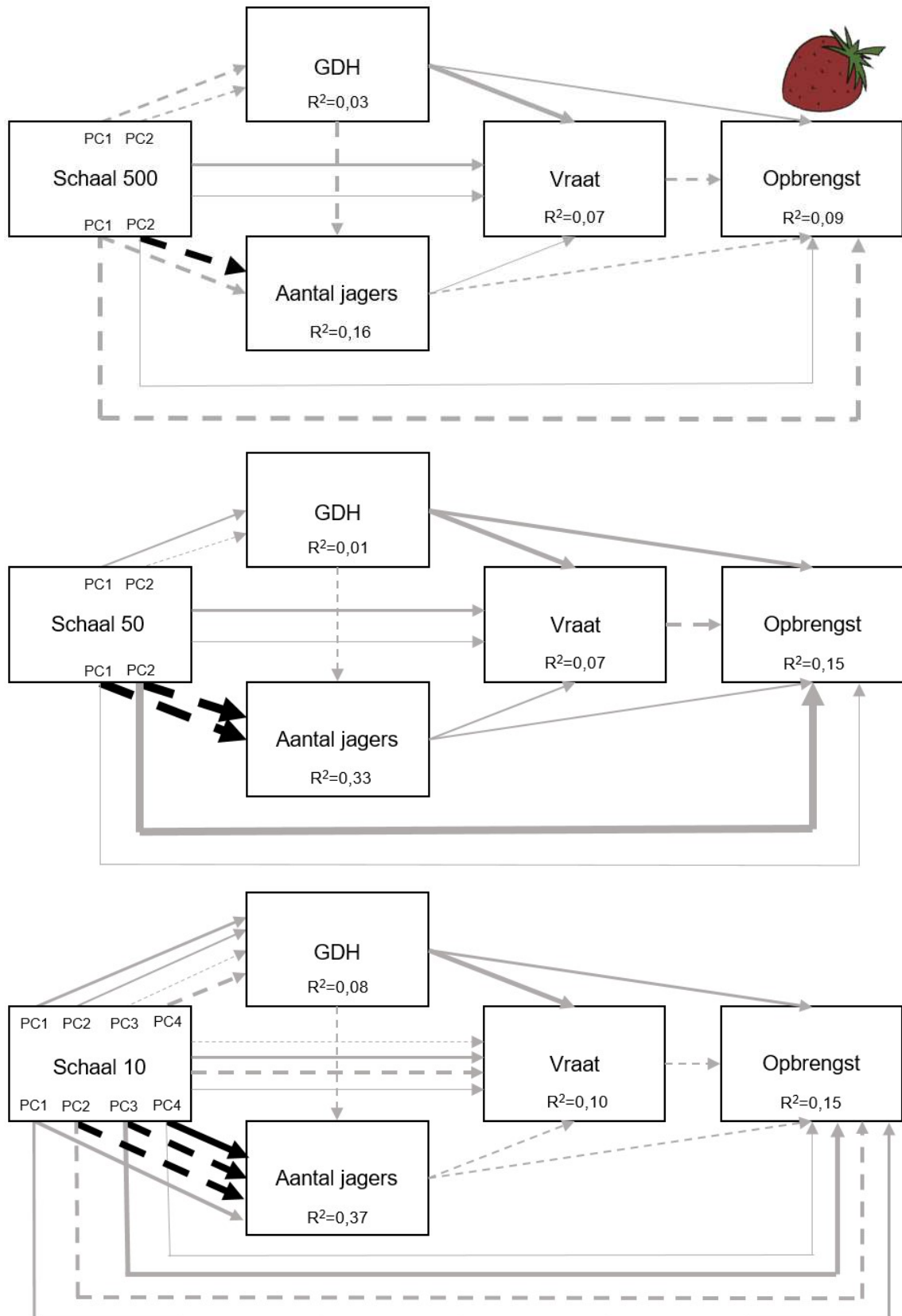
### 5.5. Piecewise Structural Equation Models

De resultaten van de *Piecewise Structural Equation Models* worden grafisch weergegeven in onderstaande figuren. De totale fit van een SEM wordt bij *piecewise* SEM berekend aan de hand van Fisher's C, waar p-waardes groter dan 0,05 wijzen op een goede modelfit. Deze statistiek wordt echter bepaald aan de hand van de relaties die niet in een SEM geïmplementeerd worden door middel van de regressies waarin die SEM werd ontleed. De modellen die hier werden opgesteld bevatten alle mogelijke relaties, waardoor Fisher's C steeds gelijk is aan nul en de p-waarde steeds gelijk is aan 1.

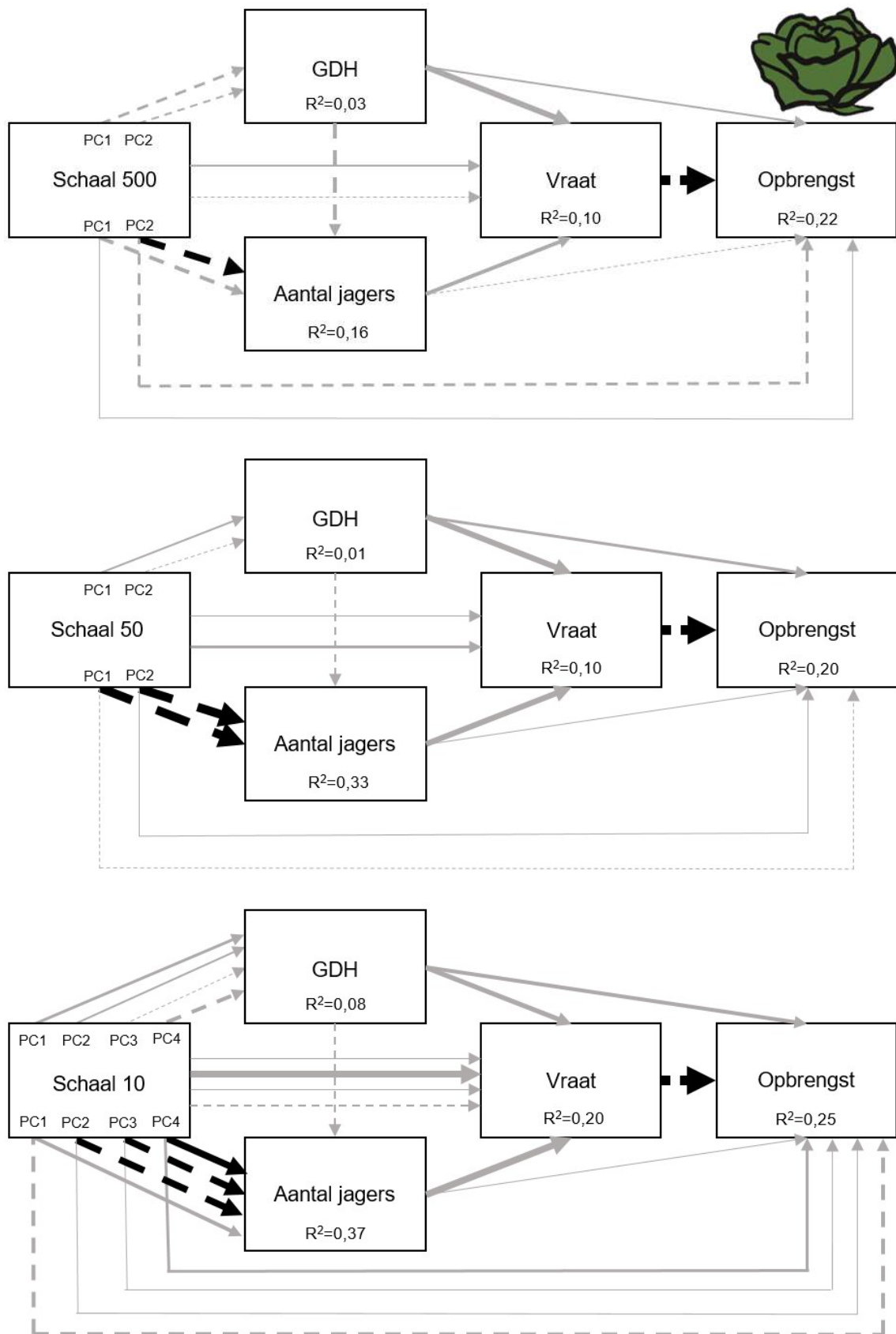
Voor elk van de gewassen apart en samen blijven de onderlinge effecten tussen de samenstelling van het landschap, de GDH en het aantal carnivore jagers (aantal jagers) hetzelfde per schaal. Dit verschijnsel doet zich voor omdat de gewas-specifieke variabelen (vraatschade en opbrengst) nog niet in beschouwing genomen zijn.

Voor elke schaal zijn er steeds één of meerdere aspecten van de samenstelling van het landschap die een significant effect hebben op het aantal carnivore geleedpotigen dat gevangen werd met de bodemvallen. Binnen een straal van 500 is dit een negatief effect van diens PC2. Binnen een straal van 50 m is er een negatief effect van beide PC's. Binnen een straal van 10 m is er een negatief effect voor PC2 en PC3 en een positief effect van PC3.

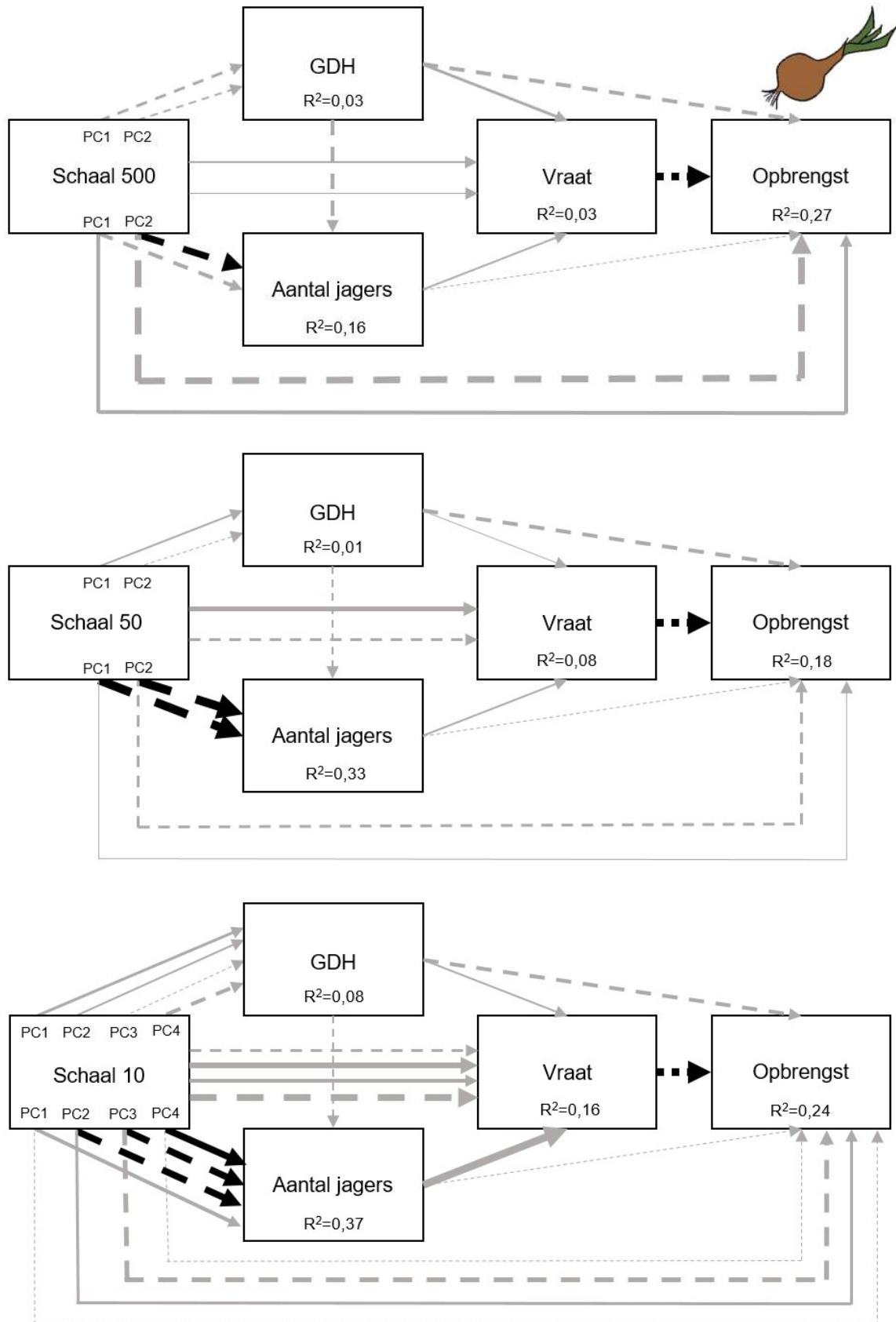
Het aantal jagers en de GDH hebben allebei een vrijwel consistent positief (niet significant) effect op de vraat op de verschillende gewassen apart. Dit vertaalt zich naar een relatief sterk, maar niet significant, positief effect op de vraat op de gewassen samen. De vraat op de gewassen heeft dan weer consistent een negatief effect op de opbrengst ervan. Dit effect is enkel significant voor plantui en kropsla. Ten slotte is een significant negatief effect van de GDH op de opbrengst van Chinese kool, maar zijn er geen significante effecten voor de opbrengst van één van de andere gewassen of voor alle gewassen samen.



Figuur 5.2: Grafische weergave van de resultaten voor de Piecewise Structural equation Models uitgevoerd voor aardbei en per schaal. De dikte van de pijlen is evenredig met de grootte van de geschatte coëfficiënten. Zwarte pijlen duiden op een significant effect ( $p$ -waarde  $<0,05$ ) tussen de verbonden variabelen. Volle lijnen duiden op een positief effect, stippellijnen op een negatief effect. De  $R^2$  van de lineaire regressies waarin de volledige SEM werd opgesplitst zijn weergegeven bij de responsvariabele van elk van die lineaire regressies.

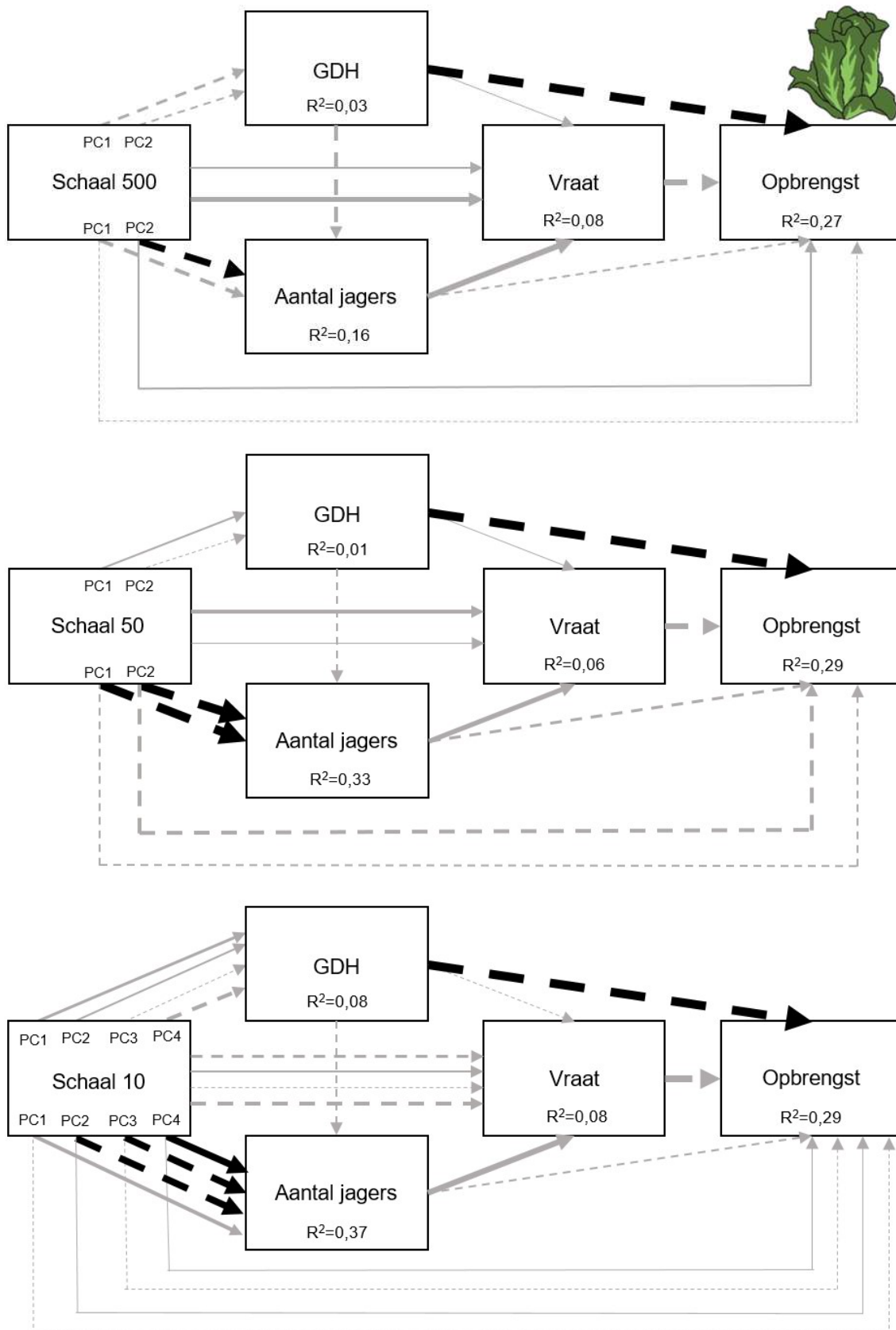


Figuur 5.3: Grafische weergave van de resultaten voor de Piecewise Structural equation Models uitgevoerd voor kropsla en per schaal. De dikte van de pijlen is evenredig met de grootte van de geschatte coëfficiënten. Zwarte pijlen duiden op een significant effect ( $p$ -waarde  $< 0,05$ ) tussen de verbonden variabelen. Volle lijnen duiden op een positief effect, stippellijnen op een negatief effect. De  $R^2$  van de lineaire regressies waarin de volledige SEM werd opgesplitst zijn weergegeven bij de responsvariabele van elk van die lineaire regressies.



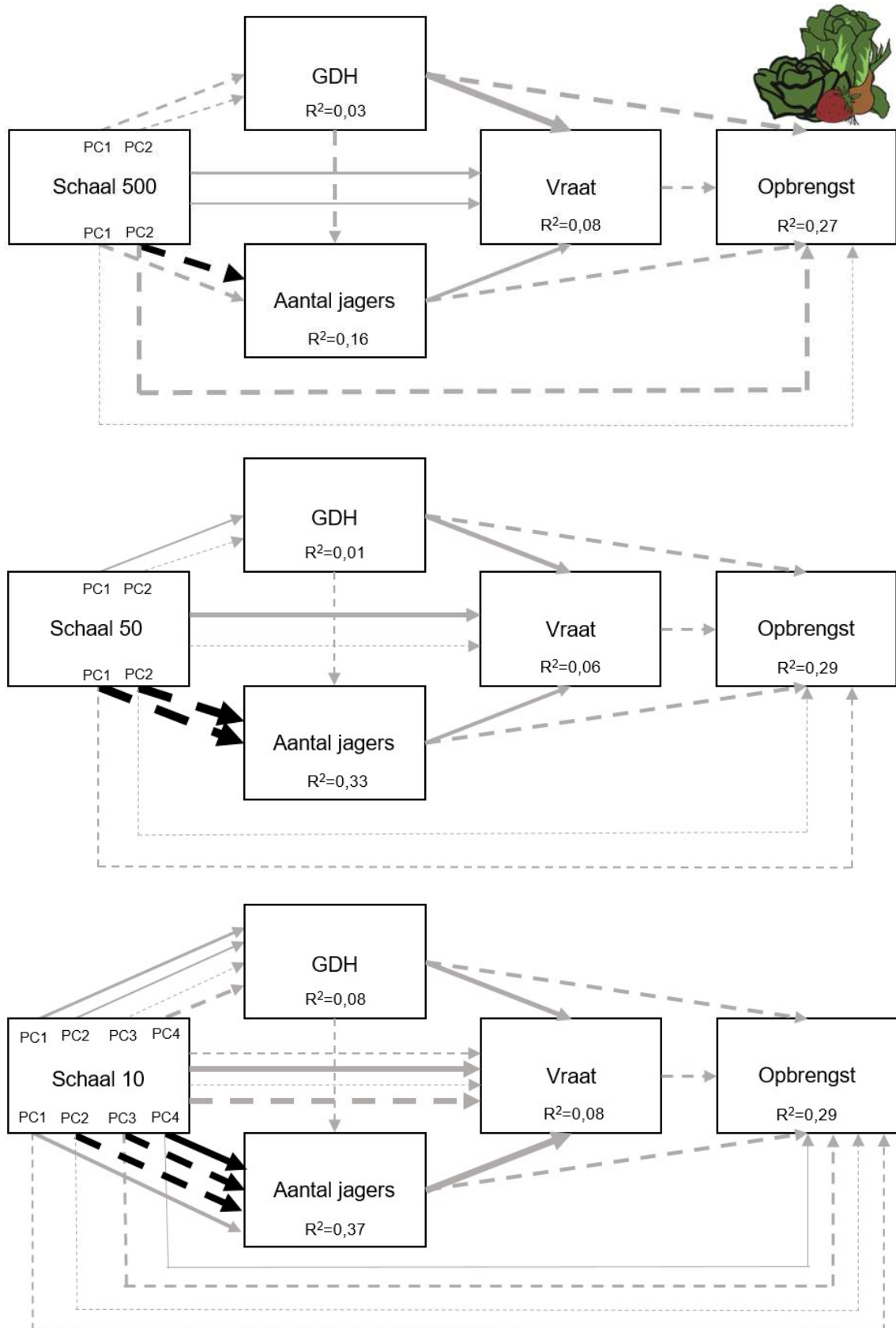
Figuur 5.4: Grafische weergave van de resultaten voor de Piecewise Structural equation Models uitgevoerd voor plantui en per schaal. De dikte van de pijlen is evenredig met de grootte van de geschatte coëfficiënten. Zwarte pijlen duiden op een significant effect ( $p$ -waarde  $<0,05$ ) tussen de verbonden variabelen. Volle lijnen duiden op een positief effect, stippellijnen op een negatief effect. De  $R^2$  van de lineaire regressies waarin de volledige SEM werd opgesplitst zijn weergegeven bij de responsvariabele van elk van die lineaire regressies.





Figuur 5.5: Grafische weergave van de resultaten voor de Piecewise Structural equation Models uitgevoerd voor Chinese kool en per schaal. De dikte van de pijlen is evenredig met de grootte van de geschatte coëfficiënten. Zwarte pijlen duiden op een significant effect ( $p$ -waarde  $< 0,05$ ) tussen de verbonden variabelen. Volle lijnen duiden op een positief effect, stippellijnen op een negatief effect. De  $R^2$  van de lineaire regressies waarin de volledige SEM werd opgesplitst zijn weergegeven bij de responsvariabele van elk van die lineaire regressies.





Figuur 5.6: Grafische weergave van de resultaten voor de Piecewise Structural equation Models uitgevoerd voor de verschillende gewassen samen en per schaal. De dikte van de pijlen is evenredig met de grootte van de geschatte coëfficiënten. Zwarte pijlen duiden op een significant effect ( $p$ -waarde  $< 0,05$ ) tussen de verbonden variabelen. Volle lijnen duiden op een positief effect, stippellijnen op een negatief effect. De  $R^2$  van de lineaire regressies waarin de volledige SEM werd opgesplitst zijn weergegeven bij de responsvariabele van elk van die lineaire regressies.

## 6. DISCUSSIE

Het intensiveren van de landbouw om een hogere productie te bewerkstelligen zorgde voor een minder divers landbouwlandschap en een daling in andere biodiversiteit, waaronder die van natuurlijke plaagbestrijders. Het landschap zelf kan ook een invloed hebben op de diversiteit van die natuurlijke plaagbestrijders en de ecosysteemdiensten die ze leveren. Momenteel is de aard en het mechanisme van dat effect echter nog onduidelijk. Deze studie wil bijdragen tot het onthullen van het mechanisme achter het effect van de samenstelling van het landschap op natuurlijke plaagbestrijding en opbrengst door onderlinge effecten met abiotiek en de diversiteit van natuurlijke plaagbestrijders (biotiek) te onderzoeken. Daarom werden meettuintjes verspreid over een studiegebied en werd de samenstelling van het landschap binnen verschillende schalen bepaald. De meettuintjes zelf zijn een meetinstrument waarin lokale abiotische en biotische omstandigheden opgevolgd kunnen worden en de natuurlijke plaagbestrijding en opbrengst voor verschillende gewassen kan meten.

Bij deze discussie van de resultaten, wordt de structuur uit de Resultaten sectie gevolgd. Eerst worden de resultaten aangehaald in verband met de typering van het landschap rond de meettuintjes tuintjes en de over de waardes die vast gesteld werden voor alle andere indices met behulp van de meettuintjes. Zo kunnen eventuele tekortkomingen geïdentificeerd worden. Dit helpt om de resultaten van de *piecewise structural equation models* te interpreteren, aan de hand waarvan de hypothesen geëvalueerd zullen worden.

### 6.1. Samenstelling van het landschap rond de meettuintjes

#### 6.1.1. De samenstelling van het landschap binnen een straal van 500 m

Het landschap rond de meettuintjes zou vrijwel steeds als ‘complex’ landschap gerekend worden volgens maatstaven binnen literatuur van landschapsonderzoek. Daar worden landschappen met meer dan 20% (semi-)natuurlijke habitat gezien als complexe landschappen (Steffan-Dewenter e.a., 2003; Tschantke e.a., 2002). *Laag groen* komt binnen een straal van 500 m, afzonderlijk al voor in een gradiënt van 17 tot 59% (zie Tabel 5.1). Wanneer *Laag groen* en *Hoog groen* geaggregeerd zouden worden, loopt de gradiënt zelf van 37 tot 80%. Deze hogere waarden in vergelijking met de gradiënt van semi-natuurlijke habitat waarlangs de meettuintjes verspreid werden (zie Materiaal en methode) komen door de inclusie van grasland in het bepalen van het aandeel *Laag groen*. In Vlaanderen maken weides een belangrijk deel uit van het landbouwoppervlak, namelijk circa 35% (Departement Landbouw en Visserij, 2017). Dit wordt weerspiegeld in het studiegebied, waar dan wel gekozen werd om *Grasland* te zien als een deel van het *Laag groen* in deze studie. In Steffan-Dewenter e.a. (2003) wordt extensief beheerd grasland ook gezien als een bron van waardplanten. De gradiënt voor *Hoog groen* afzonderlijk verloopt van 3,5 tot 39%. De helft van de meettuintjes ligt wel in een omgeving met minder dan 13,7% *Hoog groen*, wat waarschijnlijk lager is dan het gemiddelde in Vlaanderen. In Vlaanderen bedekt alleen bos immers circa 12% van de oppervlakte (ANB, 2019).

Het aandeel van zowel *Landbouw* en *Niet groen* volgt voor beiden een gradiënt tussen circa 0 en 50%. Voor *Niet groen* blijft het aandeel wel onder 13,3% voor de helft van de meettuintjes. Hogere waardes *Niet groen* zijn wellicht een reflectie van de verstedelijking van het studiegebied. Dit is zo omdat private tuinen ook worden aanschouwd als *Laag groen*. De gradiënt van het aandeel bebouwbare velden (hier het habitatype *Landbouw*) heeft een beperkt maximum, wanneer deze vergeleken wordt met andere studies die het aandeel van dit habitatype als index gebruiken (zie bv. Janković e.a., 2017; Winqvist e.a., 2011). Toch wordt een mooie gradiënt bekomen rond het gemiddelde voor Vlaanderen, waar landbouw (zonder weides) circa 30% van het landgebruik is (Departement Landbouw en Visserij, 2017).

De resultaten van de PCA op deze schaal (zie Tabel 5.4) suggereren dat wanneer er meer *Laag groen* is, de diversiteit in habitattypes daalt en de habitattypes minder gelijkmatig verdeeld zouden zijn. Dit komt wellicht doordat er een grote variatie is in het aandeel van het habitatype *Laag Groen*. Er zijn meer meettuintjes aanwezig met een grote hoeveelheid *Laag groen* binnen een straal van 500 m, waardoor minder oppervlakte beschikbaar is voor de aanwezigheid van nog andere habitattypes. Anderzijds bestaat *Laag groen* eigenlijk nog uit verschillende habitattypes (zie Figuur 4.3 of Tabel 4.1), waardoor meettuintjes omgeven door veel *Laag groen* binnen 500 m toch meer divers zouden kunnen

zijn dan deze resultaten laten uitschijnen. Het verschil tussen het minimum en maximum van de SHDI is hoe dan ook niet zo groot, wat het gevolg is van het beperkt aantal gedefinieerde habitattypes binnen deze schaal en het feit dat elk van de habitattypes rondom vrijwel alle meettuintjes voorkomen. Hier is de SHEI dus een interessantere index met betrekking tot de diversiteit van het landschap.

De SHEI (en de SHDI) is eerder onafhankelijk van het voorkomen van een bepaald aandeel *Landbouw*, *Hoog groen* en *Niet groen* binnen een straal van 500 m. Dit staat tegenover wat bij Concepción e.a. (2008) gevonden werd: daar zijn de SHDI en de SHEI hoger (meer divers landschap) bij een lager aandeel bebouwbare velden (equivalent aan *Landbouw*). Volgens de resultaten die hier gevonden werden zou dus gesteld kunnen worden dat een grote hoeveelheid landbouw niet steeds per se een lage diversiteit aan habitat veroorzaakt op deze schaal. Mogelijks speelt het lager maximum van het aandeel *Landbouw* ten opzichte van equivalente habitattypes in andere studies hier een rol in.

### 6.1.2. De samenstelling van het landschap binnen een straal van 50 m

Van de gedefinieerde habitattypes (zie Tabel 4.1), zijn er nu een aantal waar geen grote gradiënt meer voor te vinden is in het studiegebied (zie Tabel 5.5). Door het aggregeren van enkele habitattypes kan er terug naar een gradiënt gewerkt worden. *Landbouw* komt echter nog steeds maar rondom de helft van de tuintjes voor. Ook voor *Ander hoog groen* blijft het aandeel rondom veel van de meettuintjes beperkt, met waar bij meer dan de helft het aandeel lager is dan 1%. Anderzijds zijn er ook meettuintjes waarvoor deze habitattypes een groot deel van het landschap innemen binnen een straal van 50 m. Deze op het eerste zicht wat vreemde verdeling in waarden voor het aandeel van de verschillende habitattypes komt wellicht door het grotere aantal verschillende habitattypes binnen deze schaal. Het is vrijwel onmogelijk dat alle habitattypes samen voor kunnen komen binnen een straal van 50 m rond de meettuintjes en een mooie gradiënt te verkrijgen voor het aandeel van elk van die habitattypes.

Binnen het habitatype *Landbouw* komt *Maïs* het meest voor (zie Tabel 10.5), wat de situatie in Vlaanderen bevestigt aangezien bijna 30% van alle landbouw maïs is. Dit percentage loopt zelf op tot 44% wanneer weides niet meegerekend worden (Departement Landbouw en Visserij, 2017).

Bij bijna alle meettuintjes is *Verharding* en/of *Gebouw* aanwezig binnen een straal van 50 m. Dit is opnieuw een reflectie van de urbanisatie van het studiegebied. Dat vrijwel alle meettuintjes binnen de 50 m liggen vanaf *Gebouw* of *Verharding* kan ook het gevolg zijn van de verspreiding van de meettuintjes, om deze makkelijk toegankelijk te maken voor de tuiniers die ze opvolgen. In deze studie zouden *Verharding* en *Gebouw* daardoor een niet te onderschatten invloed kunnen hebben, in tegenstelling tot andere studies, waar het aandeel (Concepción e.a., 2008) of het effect (Dauber e.a., 2003) van urbaan landgebruik verwaarloosbaar is of het aandeel aan urbane habitattypes niet meegenomen wordt.

Binnen de straal van 50 m suggereert het resultaat van de PCA dat SHDI en SHEI onafhankelijk zijn van het voorkomen van één bepaald habitatype, in tegenstelling tot de straal van 500 m (zie sectie 6.1.1). Verder kan uit PC1 gesteld worden dat een lager aandeel *Ander laag groen* gecompenseerd wordt door een hoger aandeel *Tuin laag* en *hoog groen* en dat *Ander laag groen* eerder geassocieerd wordt met de aanwezigheid van *Landbouw* binnen een straal van 50 m terwijl *Tuin laag groen* en *Tuin hoog groen* eerder geassocieerd zijn met *Verharding*. Negatieve extremen van PC1 staan dus voor meettuintjes die zich (binnen 50 m) in een urbanere omgeving bevinden, met een combinatie van meer *Tuin laag* en *hoog groen* en meer *Verharding*. Positieve extremen van PC1 zijn dan weer geassocieerd met meettuintjes die in een eerder agrarische omgeving liggen, met een combinatie van meer *Landbouw* en *Ander laag groen* (welke ook *Grasland* bevat).

### 6.1.3. De samenstelling van het landschap binnen een straal van 10 m

Uit de gevonden gradiënten binnen een straal van 10 m blijkt voornamelijk dat er, opnieuw, onmogelijk een mooie gradiënt te bekomen is voor elk van de gedefinieerde habitattypes, zelf indien enkele habitattypes geaggregeerd worden (zie Tabel 5.3). Dit fenomeen is hier nog meer uitgesproken dan binnen een straal van 50 m. Dit is te wijten aan het nog groter aantal habitattypes waarin het landschap getypeerd werd binnen een straal van 10 m terwijl er tegelijk nog minder oppervlakte beschikbaar is

om in te vullen op deze schaal. Samen zorgt dit ervoor dat het minder waarschijnlijk is dat twee erg verschillende habitattypes samen gaan voorkomen binnen deze kleinste schaal.

Het habitatype dat rondom de meeste meetuintjes aanwezig is, is *Verharding*. Ook *Gebouw* is bij meer dan de helft van de meetuintjes aanwezig in de buurt. Dit is wellicht opnieuw een reflectie van de noodzaak van de meetuintjes om bereikbaar te zijn voor de tuiniers die ze onderhouden. *Gazon* komt als tweede habitatype rond het meeste meetuintjes voor en wordt gevolgd door *Grasland* en *Structuurrijk tuin laag groen*. Bij deze twee habitattypes zijn er steeds meetuintjes waarbij ze een zeer groot aandeel van de nabije omgeving innemen. Dit is ook het geval voor het habitatype *Landbouw*, hoewel er veel minder meetuintjes zijn die *Landbouw* in hun zeer nabije omgeving hebben.

De resultaten van de PCA binnen een straal van 10 m (zie Tabel 5.6) duiden erop dat meetuintjes met meer *Structuurrijk tuin laag groen* meer divers zijn, met een hoge SHDI en SHEI (PC1). De interpretatie van de andere assen is moeilijker. Voor PC3 zijn negatieve extremen gerelateerd aan een hoger aandeel van *Gras-kruidenstrook* en positieve extremen met een hoger aandeel *Gazon*, *Tuin hoog groen* en *Gebouw*. Voor PC3 zijn negatieve extremen gelinkt aan een hoger aandeel *Grasland* en *Onbedekte bodem* terwijl positieve extremen staan voor een omgeving met een hoger aandeel *Gras-kruidenstrook*, *Landbouw* en *Bos*. De laatst geëxtraheerde as, PC4, is met diens negatieve extremen geassocieerd met een hoger aandeel *Ander hoog groen*, *Verharding* en *Structuurrijk ander laag groen* en met de positieve extremen met een hoger aandeel *Landbouw*. Er is binnen één bepaalde as dus geen duidelijke gradiënt van een meer urbane naar meer agrarische omgeving zoals binnen een straal van 50 m het geval was.

De resultaten van de PCA-analyse op deze schaal impliceren dat er binnen deze studie niet zomaar een afweging zal gemaakt worden tussen twee verschillende beheertypes of productiesystemen. Integendeel, deze resultaten wijzen erop dat er ook op zeer lokale schaal nog gradiënten te vinden zijn in de samenstelling van het landschap. Dat wil zeggen, dat er een verloop tussen verschillende combinaties van habitattypes.

#### 6.1.4. Correlatie van de samenstelling van het landschap tussen de schalen

Er zijn enkele correlaties te vinden tussen de PC's van de verschillende schaalniveaus. Die duiden aan dat naarmate het landschap binnen een straal van 500 m verloopt van meer *Landbouw* naar een combinatie van meer *Niet groen* en *Hoog groen*, er binnen een straal van 50 m een verloop is van een eerder agrarische omgeving naar een eerder urbane omgeving en naar een minder divers landschap op deze schaal. Binnen een straal van 10 m is er met dit verloop op 500 m een overgang van meer *Grasland* en *Onbedekte bodem* in de omgeving naar een groter aandeel *Gras-kruidenstrook*. Naarmate er een grotere hoeveelheid *Landbouw* habitat aanwezig is binnen een straal van 500 m, zou er dus op 50 m een grotere diversiteit aan habitattypes zijn en de omgeving binnen 50 m rond de meetuintjes ook eerder agrarisch zijn. Daarnaast zou er binnen een straal van 10 m dan meer *Grasland* en *Onbedekte bodem* zijn. Of omgekeerd, een steeds grotere hoeveelheid van *Niet groen* en *Hoog groen* binnen een straal van 500 m betekent dat er binnen een straal van 50 m een minder divers en eerder urbane omgeving verkregen wordt en er binnen een straal van 10 m waarschijnlijk meer *Gras-kruidenstrook*, *Bos* en *Landbouw* te vinden zal zijn. Hoewel een groter aandeel *Landbouw* binnen 500 m samen gaat met een eerder agrarische omgeving binnen 50 m, zet zich dit dus niet voort naar een grotere hoeveelheid landbouw binnen 10 m.

Met het verloop van een eerder agrarische omgeving naar een eerder urbane omgeving binnen 50 m is er binnen een straal van 10 meter een overgang van een groter aandeel *Gras-kruidenstrook* en *Grasland* naar een groter aandeel van *Gazon*, *Tuin hoog groen* en *Gebouw*. Een meer agrarische omgeving binnen 50 m vergroot dus de kans dat er binnen 10 m *Gras-kruidenstrook* en *Grasland* te vinden zal zijn. Dit is niet onlogisch, *Grasland* is immers een habitatype dat vaak deel uitmaakt landbouwbedrijven terwijl *Gras-kruidenstrook* vaak terug te vinden is als rand tussen weides of bebouwde velden en de weg. Een meer urbane omgeving binnen 50 m vergroot daarnaast de kans dat er binnen een straal van 10 m *Gazon*, *Tuin hoog groen* en *Gebouw* aanwezig is en dus dat die meetuintjes meer dan waarschijnlijk binnen een tuin liggen.

Bevindingen bij het variëren de samenstelling van het landschap binnen één schaal kunnen door deze correlaties ook gelinkt zijn aan de samenstelling van het landschap op een andere schaal.

## 6.2. Abiotiek van de meetuintjes

*Growing Degree Hours* (GDH) en het bereik in temperatuur ( $T_b$ ) zijn sterk gecorreleerd met elkaar, wat betekent dat de meetuintjes die warmer zijn, ook onderhevig zijn aan extremere temperaturen. GDH wordt berekend aan de hand van temperaturen boven een bepaalde grenstemperatuur (hier 5°C; zie sectie 4.4.1.1). Dit indiceert dat warmere meetuintjes onderhevig zijn aan extremere maxima temperaturen. Dit vermoeden wordt versterkt wanneer ook de correlatie van GDH met het gemiddelde van de 10% hoogste en laagste temperaturen berekend wordt. Er is geen correlatie met deze gemiddelde minimumtemperatuur en een sterke correlatie (0.94, p-waarde <2,2e-16) met de gemiddelde maximumtemperatuur. De zomer was in 2018 bovendien uitzonderlijk warm in België (KMI, 2018), waardoor de blootstelling aan extremere maxima temperaturen waarschijnlijker is.

## 6.3. Biotiek van de meetuintjes

Spinnen werden het meest gevangen in de meetuintjes, gevolgd door loopkevers. Dit is misschien niet verassend aangezien spinnen en loopkevers behoren tot de meest abundante insecten-jagers (Nyffeler & Benz, 1987). Kortschildkevers zouden hier ook bij moeten horen, maar werden in veel mindere mate gevangen. Ook duizendpoten werden in zeer beperkte mate gevangen en zijn daardoor weinig van belang als natuurlijke plaagbestrijder binnen deze studie.

Spinnen zijn typisch generalistische carnivore geleedpotigen, al blijven hun prooien voornamelijk geleedpotigen, namelijk insecten en andere spinnen (Nyffeler & Sunderland, 2003). Als natuurlijke plaagbestrijder zijn ze van belang in weinig verstoorde graslanden en bossen. Loopkevers hebben eveneens een gevarieerd dieet, dat ook plantaardige materie inhoudt (Kromp, 1999; Zalewski e.a., 2016).

## 6.4. Vraat aan en opbrengst van de gewassen in de meetuintjes

De standaardafwijkingen voor zowel vraat als opbrengst zijn steeds vrij groot voor de gewassen apart en samen. Dit wijst erop dat dat er steeds veel variatie is in de prestatie overheen de verschillende meetuintjes.

Slakken waren voor deze studie een belangrijke plaagsoort in het toebrengen van vraatschade op de onderzochte gewassen, ondanks de uitzonderlijk droge zomer (KMI, 2018). Gekende predatoren van slakken omvatten verschillende vertebraten en een groot aantal invertebraten, hoewel het vaak niet gespecialiseerde predatoren zijn (South, 1992). Daaronder vallen een aantal loopkeversoorten, die slakken zullen prederen (South, 1992; Turin, 2000) en dus potentieel als natuurlijke plaagbestrijder kunnen optreden voor bepaalde slakkensoorten (Fusser, Pfister, Entling, & Schirmel, 2017).

## 6.5. *Piecewise structural equation models*: natrekken van de hypotheses

De hoofdhypothese van deze thesis stelde dat de samenstelling van het landschap op verschillende schaalniveaus een invloed heeft op de multifunctionele performantie van een agrarisch ecosysteem. Binnen deze thesis werd geen afdoend bewijs gevonden voor deze hypothese, nog voor twee van de deelhypothesen. Voor de tweede deelhypothese werd wel bewijs gevonden, namelijk dat de samenstelling van het landschap op verschillende schaalniveaus een invloed heeft op lokale biotische parameters. Er werden immers significante effecten gevonden voor de samenstelling van het landschap binnen elk van de onderzochte schalen (500, 50 en 10 m) op het aantal carnivore geleedpotigen.

Binnen een straal van 500 m is er een significante stijging van het aantal carnivore geleedpotigen naarmate er een groter aandeel *Laag groen* is binnen deze schaal en de habitattypes die binnen deze straal onderscheiden worden gelijkmatiger verdeeld zijn. Het positief effect van *Laag groen* komt overeen met studies die bij een groter aandeel (semi-)natuurlijke habitat een positief effect vinden op de soortenrijkdom van geleedpotigen (Billeter e.a., 2007) of zelf de abundantie van natuurlijke

plaa-soorten (Chaplin-Kramer e.a., 2011), hoewel het habitatype (semi-)natuurlijke habitat ook nog *Hoog groen* bevat. Bovendien werd door Billeter e.a. (2007) geen significant effect gevonden voor spinnen en loopkevers apart, en werd door Karp e.a. (2018) vastgesteld dat er gemixte effecten zijn op de abundantie van natuurlijke plaagbestrijders. *Laag groen* bestaat in het studiegebied voor een belangrijk aandeel uit *Grasland*. Niet verstoorde graslanden zouden een grote densiteit aan spinnen herbergen, terwijl gecultiveerde graslanden en velden met graangewassen een minder geschikte habitat vormen voor spinnen (Nyffeler & Benz, 1987). Het groter aandeel *Laag groen* moet wel gepaard gaan met een gelijkmatigere verdeling van de habitatypes binnen deze schaal. Dit wijst erop dat een stijging in het aandeel *Laag Groen* niet ten koste mag zijn van de vertegenwoordiging van elk van de andere habitatypes die binnen deze straal onderscheiden worden.

Binnen een straal van 50 m is er een stijgend aantal carnivore geleedpotigen naarmate de omgeving van een meer urbane samenstelling (met *Tuin laag* en *hoog groen* en *Verharding*) naar meer agrarische samenstelling (met *Landbouw* en *Ander laag groen*) verloopt. Dit kan erop wijzen dat carnivore geleedpotigen inderdaad ook landbouw-habitat nodig hebben, zoals eerder geopperd werd door Karp e.a. (2018) en Tscharnkte e.a. (2016), en dit nodig hebben in hun nabije omgeving. Dit houdt niet alleen een groter aandeel van bebouwde velden in, maar ook bufferstroken, hagen en grasland, welke onder *Ander laag groen* horen. Dit suggereert dat het de combinatie van 'non-crop' en 'crop' area is die nodig is voor een verhoogd aantal carnivore geleedpotigen. Het aantal carnivore jagers stijgt ook met een stijging van de SHDI en SHEI binnen een straal van 50 m en dus met een omgeving die meer divers is aan habitatypes.

Binnen een straal van 10 m hebben heel wat verschillende combinaties van habitatypes een effect op het aantal carnivore geleedpotigen. Er is een groter aantal jagers naarmate het landschap binnen een straal van 10 m verandert volgens de combinatie:

- **van** meer *Gazon*, *Tuin hoog groen* en *Gebouw* **naar** meer *Gras-kruidenstrook* en *Grasland* (negatief effect van PC2)
- **van** meer *Graskruidenstrook*, *Landbouw* en *Bos* **naar** meer *Grasland* en *Onbedekte bodem* (negatief effect van PC3)
- **van** meer *Ander hoog groen*, *Verharding* en *Structuurrijk ander laag groen* **naar** meer *Landbouw* (positief effect van PC4).

Er is geen significant effect van de habitatdiversiteit binnen een straal van 10 m. De resultaten binnen deze straal impliceren dat specifieke combinaties van habitatypes op zeer lokale schaal toch nog een invloed kunnen hebben op het aantal natuurlijke plaagbestrijders. Het aantal carnivore geleedpotigen is een som van verschillende groepen jagende geleedpotigen. Verschillende types natuurlijke plaagbestrijders kunnen echter op een verschillende manier reageren op de aanwezigheid van natuurlijke habitat reageren (Tscharnkte e.a., 2016), waardoor een groot aantal carnivore geleedpotigen ook het gevolg kan zijn van één van de groepen die positief reageert op bepaalde habitatypes.

Van de PC's overheen de verschillende schalen die een significant effect hebben op het aantal carnivore geleedpotigen, is een groot aantal gecorreleerd met elkaar (zie sectie 6.1.4). Hierdoor is het moeilijk om te onderscheiden of de vastgestelde effecten op zich staan of dankzij een correlatie komen tussen de samenstelling van het landschap op verschillende schalen. Anderzijds kunnen dergelijke correlaties tussen verschillende schaalniveaus ook een rol spelen bij inconsistente effecten van het aandeel van een bepaald habitatype (bv. bij Karp e.a., 2018).

De significante effecten van de samenstelling van het landschap op verschillende schalen op het aantal carnivore predatoren vertaalt zich echter niet naar een verminderde vraatschade of verhoogde opbrengst, voor geen van de gewassen. In tegendeel, er is een consistent (niet significant) positief effect van het aantal carnivore geleedpotigen op de vraatschade overheen de verschillende gewassen. De mogelijkheid bestaat dat (semi-)natuurlijke habitat (of hier *Laag groen* binnen een straal van 500 m) een grotere bron is van plaagsoorten dan voor de bijhorende plaagbestrijders (Tscharnkte e.a., 2016). Desalniettemin is er geen significant direct effect van het aandeel *Laag Groen* op de vraatschade en is

dit effect bovendien consistent negatief overheen de verschillende gewassen. De voornaamste vraatschade werd echter toegebracht door slakken. Een groot aandeel van de carnivore geleedpotigen bestaat dan weer uit spinnen, die voornamelijk prederen op andere geleedpotigen. Ook werden vogels en vliegende geleedpotigen niet in rekening gebracht als natuurlijke vijanden, hoewel er wel interactie is tussen deze groepen en de carnivore geleedpotigen die zich via de grond voortbewegen, met een effect op zowel plaagdensiteit als op vraatschade (Martin, Reineking, Seo, & Steffan-Dewenter, 2013). Er is in ieder geval een consistent negatief effect van de vraatschade op de opbrengst voor alle gewassen. Bij plantui en kropsla is dit effect bovendien significant, wat erop wijst dat voor deze twee gewassen goede natuurlijke plaagcontrole van groot belang is.

De GDH heeft een consistent (niet significant) positief effect op de vraat overheen de verschillende gewassen, wat neer zou komen op verhoogde vraat in meettuintjes die warmer zijn en onderhevig zijn aan extremere maximumtemperaturen. Binnen deze studie blijkt de GDH niet significant beïnvloed te worden door de samenstelling van het landschap op één van de onderzochte schalen. Het is echter mogelijk dat andere aspecten van het landschap deze abiotische parameter wel kunnen beïnvloeden. In de studie van Alford e.a. (2018) wordt bijvoorbeeld vastgesteld dat meer open, simpelere landschappen naast weinig (semi-)natuurlijke habitat warmer zijn en een grotere variatie in temperatuur vertonen. Hun definitie van meer simpele, open landschappen omvat onder andere lage landschapsdiversiteit en grotere landbouwvelden. Het landschap zou dus toch een (weliswaar zwak) indirect effect kunnen hebben op vraatschade via de GDH, die binnen deze studie niet blootgelegd kon worden. Dit niet gedetecteerde indirecte effect van het landschap zou er dan ook kunnen zijn op de opbrengst van Chinese kool, aangezien er daar een significant negatief effect is van de GDH.

## 6.6. Implicaties voor het toekomstige landschap

Het is voorbarig om op basis van deze thesis al concrete suggesties te geven waar bijvoorbeeld landschapsplanners, landbouwers of burgers met groene vingers aan de slag kunnen. Dit is immers het eerste meetseizoen met de innovatieve meetmethode die voor deze thesis gebruikt werd. Daarnaast kunnen zowel populaties van plaagsoorten als van natuurlijke plaagbestrijders fluctueren overheen verschillende jaren (Archer, 2015; Benton e.a., 2002; Hassell, 2002). Een herhaling van deze meetopstelling is dus belangrijk om te zien of gevonden effecten consistent blijven. Pas dan kunnen bepaalde modificaties voor de samenstelling van het landschap voorgesteld worden die wellicht een robuust effect hebben. Desondanks zal hier gespeculeerd worden over mogelijke modificaties die toegepast kunnen worden indien de resultaten robuust zouden blijken.

Op basis van aanpassingen in de samenstelling van het landschap op verschillende schalen, kan ervoor gezorgd worden dat er een groter aantal zich via de grond voortbewegende, carnivore geleedpotigen is. Landschapsplanners kunnen in samenwerking met landbouwers er bijvoorbeeld voor zorgen dat rondom landbouwvelden steeds voldoende gebied beschikbaar is voor *Laag groen*, maar dat er ook plaats blijft voor het voorkomen van *Hoog groen* en zelfs van *Niet groen*. Hiervoor zal wellicht een goede dialoog en samenwerking voor moeten zijn tussen verschillende actoren. Moestuiniers die een grotere hoeveelheid carnivore geleedpotigen willen aantrekken in hun moestuin, kunnen in de rest van hun tuin het *Gazon* extensiever beheren opdat deze eerder het karakter krijgen van een extensief grasland.

De hier vermelde aanpassingen hebben niet noodzakelijk een effect op de natuurlijke plaagcontrole en de opbrengst. Daarnaast werden niet alle organismen in rekening gebracht die mogelijk een invloed hebben op natuurlijke plaagcontrole. Daardoor is niet te garanderen welke invloed de hier genoemde aanpassingen zullen hebben op deze organismen.

## 7. CONCLUSIE

In het onderzochte studiegebied is het landschap binnen een straal van 500 m vrijwel steeds complex (altijd >17% lage vegetatie habitat) vergeleken met de grenswaarde voor het aandeel semi-natuurlijk groen die andere studies aanhalen (20%). Daarnaast is er een relatief laag aandeel bebouwde velden aanwezig en gaat een groter aandeel van dit habitatype niet gepaard met een lager habitatdiversiteit op deze schaal. De urbanisatie van het studiegebied gaat gepaard met een relatief hoog aandeel aan niet groene habitat, waardoor het belang van dit habitatype mogelijks niet te onderschatten is. Binnen een straal van 50 m en 10 m maakt een groot aantal gedefinieerde habitatypes het moeilijk om een mooie gradiënt te verkrijgen voor elk van de habitatypes. Binnen een straal van 50 m kan via PCA wel een as verkregen worden die een gradiënt van een eerder agrarisch naar een eerder urbaan landschap voorstelt en een as die een gradiënt in habitatdiversiteit vormt. Binnen een straal van 10 m resulteert een PCA in moeilijker te interpreteren assen, die evenwel aantonen dat er ook op zeer lokale schaal gradiënten zijn tussen verschillende combinaties van habitatypes.

De variantie van de parameters voor natuurlijke plaagbestrijding (vraatschade) en opbrengst (versgewicht) voor elk van de onderzochte gewassen apart wijzen op een variatie in de prestatie van de meettuinjes.

Deze thesis kon niet bewijzen dat de samenstelling van het landschap een invloed heeft op de multifunctionele performantie van een agrarisch ecosysteem en kon het mechanisme achter een potentiële invloed dus niet blootleggen. Er werd tevens geen bewijs gevonden dat de samenstelling van het landschap op één of meerdere van de schaalniveaus een invloed heeft op de lokale abiotische parameters. Er kon wel bewezen worden dat de samenstelling van het landschap overheen verschillende schaalniveaus een invloed heeft op het aantal natuurlijke plaagbestrijders, meer specifiek geleedpotigen die zich via de grond voortbewegen.

Het aantal natuurlijke plaagbestrijders is hoger bij een groter aandeel *Laag groen* binnen een straal van 500 m, zolang dit niet ten koste gaat van het voorkomen van andere habitatypes op deze schaal. Binnen een straal van 50 m is er een positief effect van een omgeving die er meer agrarisch uitziet maar toch divers is. Op een zeer lokale schaal, binnen een straal van 10 m, kunnen verschillende combinatie van habitatypes voor een grotere hoeveelheid natuurlijke plaagbestrijders zorgen.



## 8. TOEKOMSTIGE ONDERZOEKSMOGELIJKHEDEN

Eerst en vooral is een herhaling van de meetopstelling in dit studiegebied nodig om te controleren of de hier gevonden resultaten robuust zijn, binnen hetzelfde gebied en in additionele studiegebieden. Bij een herhaling kan er extra data verzameld worden die binnen dit onderzoek ontbrak, zoals het aantal vogels als natuurlijke vijand en aanvullende abiotische data, zoals lucht- en/of bodemvochtigheid.

Niet alle data die in het eerste meetjaar (2018) verzameld werd, werd al geanalyseerd in deze thesis. De analyse kan dus nog uitgebreid worden: de multifunctionaliteit van de meettuintjes kan nog verruimd worden door ook de gegevens van de andere gewassen in rekening te brengen en informatie over de bestuivers gevangen met de vangschaal ook mee te nemen. Met de vangschaal kunnen eventueel ook gegevens aangebracht worden in verband met vliegende geleedpotigen die optreden als natuurlijke plaagbestrijders.

Eventueel kan binnen de grootste schaal het landschap ook getypeerd worden naar gedetailleerde habitattypes, om eventuele inconsistente of complementaire effecten van gelijkaardige habitattypes in kaart te brengen. Voor de kleinere schalen kan het baten de habitattypes beter te definiëren opdat voor elk habitatype toch een goede gradiënt verkregen wordt.

Tenslotte kan het landschap ook nog op een andere manier getypeerd worden, zodat bijvoorbeeld de structuur van het landschap omschreven wordt. Het is immers mogelijk dat parameters die de structuur van het landschap omschrijven een effect kunnen hebben op bepaalde parameters die geen effect vertonen ten gevolge van de samenstelling van het landschap. Een voorbeeld van zo'n parameter binnen deze thesis is de *Growing Degree Hours*.

## 9. BIBLIOGRAFIE

- AGNABIO. (2014). AGNABIO en FAB | Departement Landbouw & Visserij. Geraadpleegd 2 juni 2019, van <https://lv.vlaanderen.be/nl/voorlichting-info/voorlichting/agnabio-en-fab-0#Functionele-agrobiodiversiteit>
- Alford, L., Tougeron, K., Pierre, J.-S., Burel, F., & van Baaren, J. (2018). The effect of landscape complexity and microclimate on the thermal tolerance of a pest insect. *Insect Science*, 25(5), 905–915. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12460>
- ANB. (2013a). Digitale boswijzer Vlaanderen 2012 | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/6ab8947a-2366-4dbc-b40a-74512c123ce2>
- ANB. (2013b). Groenkaart Vlaanderen 2012 | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/a0472f3b-0927-42f5-909b-c765a4fa4721>
- ANB. (2019). Boswijzer 2015 | Bos in cijfers. Geraadpleegd 27 mei 2019, van <https://www.natuurenbos.be/boswijzer>
- Andow, D. (1983). The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 9(1), 25–35. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(83\)90003-8](https://doi.org/10.1016/0167-8809(83)90003-8)
- Archer, M. (2015). Population dynamics of a suburban garden's social wasps (Hymenoptera: Vespidae) over 30 years in Leicester, England. *Entomologist's Monthly Magazine*, 151, 189–195.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschamntke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: A meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1713), 1894–1902. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>
- Baudry, J., Bunce, R. G. H., & Burel, F. (2000). Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., & Crick, H. Q. P. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 673–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bianchi, F. J. J. A., Goedhart, P. W., & Baveco, J. M. (2008). Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. *Landscape Ecology*, 23(5), 595–602. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9219-6>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., ... Edwards, P. J. (2007). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Brose, U. (2003). Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: A matter of landscape features or cultivation intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 163–167. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00078-1)
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Chaplin-Kramer, R., & Kremen, C. (2012). Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecological Applications*, 22(7), 1936–1948. <https://doi.org/10.1890/11-1844.1>
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>

- Concepción, E. D., Díaz, M., & Baquero, R. A. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23(2), 135–148. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9150-2>
- Concepción, E. D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., ... Verhulst, J. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 695–705. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02131.x>
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., & Wolters, V. (2003). Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 321–329. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00092-6)
- Davies, C. E., Moss, D., & Hill, O. (2004). *European Nature Information System Habitat Classification Revised 2004*.
- Davies, Fuller, R. A., Loram, A., Irvine, K. N., Sims, V., & Gaston, K. J. (2009). A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation*, 142(4), 761–771. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2008.12.016>
- Departement Landbouw en Visserij. (2017). Landbouwcijfers - Gehele land- en tuinbouw | Departement Landbouw & Visserij. Geraadpleegd 22 december 2018, van <https://lv.vlaanderen.be/nl/voorlichting-info/publicaties-cijfers/landbouwcijfers>
- Dept. LV. (2017). Landbouwgebruikspercelen ALV, 2017 | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/a8ea4e3e-1cf6-4436-9b44-5a3294d375d7>
- Dewaelheyns, V., Rogge, E., & Gulinck, H. (2014). Putting domestic gardens on the agenda using empirical spatial data: The case of Flanders. *Applied Geography*, 50, 132–143. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2014.02.011>
- ELN-FAB. (2012). *Functional agrobiodiversity: Nature serving Europe's farmers. European Learning Network on Functional agrobiodiversity*. Tilburg. Geraadpleegd van [http://www.eln-fab.eu/uploads/ELN\\_FAB\\_publication\\_small.pdf](http://www.eln-fab.eu/uploads/ELN_FAB_publication_small.pdf)
- Emmerson, M., Aavik, T., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Morales, M. B., ... Bengtsson, J. (2016). How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. In A. J. Dumbrell, R. L. Kordas, & G. Woodward (Red.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 55, pp. 43–97). Oxford: Academic Press. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005>
- European Environment Agency. (2004). *High nature value farmland : characteristics, trends, and policy challenges*. Copenhagen: European Environment Agency.
- Europese Commissie. (2019). Agri-environment measures | Agriculture and rural development. Geraadpleegd 12 april 2019, van [https://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures\\_en](https://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures_en)
- Fan, Y., Chen, J., Shirkey, G., John, R., Wu, S. R., Park, H., & Shao, C. (2016). Applications of structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an updated review. *Ecological Processes*, 5(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s13717-016-0063-3>
- FAO. (1996). Concepts and definitions. In *FAO Soils Bulletin 73* (Vol. 651). Rome: FAO. Geraadpleegd van [http://www.fao.org/3/W2962E/w2962e-03.htm#P229\\_15540](http://www.fao.org/3/W2962E/w2962e-03.htm#P229_15540)
- FAO. (1999). Sustaining the Multiple Functions of Agricultural Biodiversity. Background Paper 1: Agricultural Biodiversity. *FAO/Netherlands Conference on the Multifunctional Character of Agriculture and Land*, 1–41. Geraadpleegd van <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/SUSTDEV/EPdirect/EPdocs/MFCAL.pdf>
- FAO. (2019a). Provisioning services | Ecosystem Services & Biodiversity (ESB) | Food and Agriculture Organization of the United Nations. Geraadpleegd 11 februari 2019, van <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/background/provisioning-services/en/>
- FAO. (2019b). Regulating services | Ecosystem Services & Biodiversity (ESB) | Food and Agriculture Organization of the United Nations. Geraadpleegd 11 februari 2019, van <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/background/regulating-services/en/>

- Fusser, M. S., Pfister, S. C., Entling, M. H., & Schirmel, J. (2017). Effects of field margin type and landscape composition on predatory carabids and slugs in wheat fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 182–188. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.06.030>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2009.12.001>
- Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV. (2018). GRBgis | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/7C823055-7BBF-4D62-B55E-F85C30D53162>
- Gu, S. (2016). Growing degree hours - a simple, accurate, and precise protocol to approximate growing heat summation for grapevines. *International Journal of Biometeorology*, 60(8), 1123–1134. <https://doi.org/10.1007/s00484-015-1105-8>
- Hassell, M. P. (2002). *The Spatial and Temporal Dynamics of Host-Parasitoid Interactions* (2de ed.).
- Hatfield, J. L., & Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4–10. <https://doi.org/10.1016/J.WACE.2015.08.001>
- Herzog, F., Lüscher, G., Arndorfer, M., Bogers, M., Balázs, K., Bunce, R. G. H., ... Bailey, D. (2017). European farm scale habitat descriptors for the evaluation of biodiversity. *Ecological Indicators*, 77, 205–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.010>
- INBO. (2017). Algemene broedvogelindex | Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Geraadpleegd 21 december 2018, van <https://www.inbo.be/nl/natuurindicator/algemene-broedvogelindex>
- Informatie Vlaanderen. (2016). Bodembedekkingskaart (BBK), 1m resolutie, opname 2012 | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/b15fec52-6f04-4758-bef7-1b9063629aec>
- Informatie Vlaanderen. (2018a). Orthofotomozaïek, middenschalig, winteropnamen, kleur, 2018, Vlaanderen | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/5f50d192-e764-4a8f-93c7-a0935936eafe>
- Informatie Vlaanderen. (2018b). Voorlopig referentiebestand gemeentegrenzen, toestand 16/05/2018 (geldig vanaf 01/01/2019) | Datasets | Catalogus | Geopunt Vlaanderen. Geraadpleegd van <http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/9ff44cc4-5f16-4507-81a6-6810958b14df>
- Janković, M., Plečaš, M., Sandić, D., Popović, A., Petrović, A., Petrović-Obradović, O., ... Gagić, V. (2017). Functional role of different habitat types at local and landscape scales for aphids and their natural enemies. *Journal of Pest Science*, 90(1), 261–273. <https://doi.org/10.1007/s10340-016-0744-9>
- Johnson, M. T. J., Bertrand, J. A., & Turcotte, M. M. (2016). Precision and accuracy in quantifying herbivory. *Ecological Entomology*, 41(1), 112–121. <https://doi.org/10.1111/een.12280>
- Jonsson, M., Kaartinen, R., & Straub, C. S. (2017). Relationships between natural enemy diversity and biological control. *Current Opinion in Insect Science*. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.01.001>
- Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T. D., Martin, E. A., DeClerck, F., Grab, H., ... Zou, Y. (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), E7863–E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 947–969. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>
- Kleijn, Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., ... Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1658), 903–909. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., &

- Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- KMI. (2018). KMI - Zomer| Klimatologische overzichten van 2018. Geraadpleegd 1 juni 2019, van <https://www.meteo.be/nl/klimaat/klimatologisch-overzicht/2018/zomer>
- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1–3), 187–228. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00037-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7)
- Landis, D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>
- Lefcheck, J. S. (2016). piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 573–579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>
- Maes, D., & Van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation*, 99(3), 263–276. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00182-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00182-8)
- Martin, E. A., Reineking, B., Seo, B., & Steffan-Dewenter, I. (2013). Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(14), 5534–5539. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215725110>
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. World Health. Washington, DC: Island Press. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Nyffeler, & Benz, G. (1987). Spiders in natural pest control: A review. *Journal of Applied Entomology*, 103(1–5), 321–339. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1987.tb00992.x>
- Nyffeler, & Sunderland, K. D. (2003). Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(2–3), 579–612. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00181-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00181-0)
- Ortiz-Martínez, S. A., & Lavandero, B. (2018). The effect of landscape context on the biological control of *Sitobion avenae*: temporal partitioning response of natural enemy guilds. *Journal of Pest Science*, 91(1), 41–53. <https://doi.org/10.1007/s10340-017-0855-y>
- Parr, T. W., Jongman, R. H. G., & Kùlvik, M. (2010). *European Biodiversity Observation Network: Design of a plan for an integrated biodiversity observing system in space and time; D1.1 - The Selection of Biodiversity indicators for EBONE Development Work*.
- Platteau, J., Van Gijseghem, D., Van Bogaert, T., & Maertens, E. (2012). *Landbouwrapport 2012. Journal of Chemical Information and Modeling*. Brussel. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Qualset, C. O., McGuire, P. E., & Warburton, M. L. (2009). In California: 'Agrobiodiversity' key to agricultural productivity. *California Agriculture*, 49(6), 45–49. <https://doi.org/10.3733/ca.v049n06p45>
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M. M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., ... Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Schirmel, J., Albrecht, M., Bauer, P. M., Sutter, L., Pfister, S. C., & Entling, M. H. (2018). Landscape complexity promotes hoverflies across different types of semi-natural habitats in farmland. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1747–1758. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13095>
- South, A. (1992). Predators, parasites and disease. In *Terrestrial Slugs* (pp. 220–241). [https://doi.org/10.1007/978-94-011-2380-8\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-011-2380-8_9)

- Statbel. (2017). Bodemgebruik in België vanaf 1990. Geraadpleegd van <https://bestat.statbel.fgov.be/bestat/crosstable.xhtml?view=1db15530-5219-4ead-9005-417ab5f7c5c8>
- Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., & Thies, C. (2003). *Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales*. *Oikos* (Vol. 101).
- Thies, C., Roschewitz, I., & Tschardtke, T. (2005). The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1559), 203–210. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2902>
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11), 5995–6000. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5995>
- Tschardtke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., ... Zhang, W. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*, 204(Part B), 449–458. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.10.001>
- Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12(2), 354–363.
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Turin, H. (2000). *De Nederlandse loopkevers : verspreiding en oecologie (Coleoptera : Carabidae)*. (E. van Nieuwerkerken, Red.). Leiden: Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis.
- Van Gils, B., Casteels, H., & De Bondt, G. (2011). *Agrobiodiversiteit in bloemrijke graanranden - Eindrapport*. Geraadpleegd van [https://pure.ilvo.be/portal/files/4153034/Eindrapport\\_Agrobiodiversiteit\\_in\\_bloemenrijke\\_graanranden\\_ILVO\\_.pdf](https://pure.ilvo.be/portal/files/4153034/Eindrapport_Agrobiodiversiteit_in_bloemenrijke_graanranden_ILVO_.pdf)
- Van Landuyt, W. (2018). *Akkerflora in Vlaanderen: actuele status en beleidsmogelijkheden*. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek* (Vol. 2018). Brussel. <https://doi.org/doi.org/10.21436/inbor.15554463>
- Vosman, B., Baveco, H., den Belder, E., Bloem, J., Booij, K., Jagers of akkerhuis, G., ... Faber, J. (2007). *Agrobiodiversiteit, kansen voor een duurzame landbouw*. *Alterra-rapport;165*. Wageningen. Geraadpleegd van <http://edepot.wur.nl/26632>
- Wagner, H. H., Wildi, O., & Ewald, K. C. (2000). Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15(3), 219–227. <https://doi.org/10.1023/A:1008114117913>
- Welch, K. D. (2014). Temporal dynamics of natural enemy–pest interactions in a changing environment. *Biological Control*, 75, 18–27. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2014.01.004>
- Wheeler, T. R., Craufurd, P. Q., Ellis, R. H., Porter, J. R., & Vara Prasad, P. V. (2000). Temperature variability and the yield of annual crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82, 159–167. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00224-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00224-3)
- Wilson, C., & Tisdell, C. (2001). Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological Economics*, 39(3), 449–462. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00238-5)
- Winqvist, C., Ahnström, J., & Bengtsson, J. (2012). Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: Taking landscape complexity into account. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249(1), 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x>
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., ... Bommarco, R.

(2011). Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 570–579. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x>

Yarnold, P. R., & Grimm, L. G. (1995). *Reading and understanding multivariate statistics*. Washington, DC: American psychological association.

Zalewski, M., Dudek-Godeau, D., Godeau, J.-F., Kujawa, K., Sienkiewicz, P., Tiunov, A. V., & Ulrich, W. (2016). Trophic generalism at the population level in ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *The Canadian Entomologist*, 148(3), 284–293. <https://doi.org/10.4039/tce.2015.61>

## 10. BIJLAGES

### A. Extra tabellen materiaal & methode

Tabel 10.1: Benaming en coördinaten van de 40 vierkante meter meetuutjes die gebruikt worden als meetpunten in het onderzochte studiegebied. Het gebruikte coördinatensysteem is het geografisch coördinatensysteem Belge 1972.

NR	BENAMING	COÖRDINATEN	
		X	Y
1	P109	108333,9	185795,0
2	P109 (2)	108333,2	185795,6
3	Landbouw & Maatschappij	108494,5	186026,8
4	Agrotechniek	108492,9	186025,4
5	Heidestraat	108862,0	186207,1
6	Bioperceel	109082,7	186326,7
7	Luchtwater	108762,1	186406,7
8	BOPACT	108334,1	186310,0
9	P39	108813,4	187150,2
10	Karus – permacultuur	108082,2	187202,5
11	Karus – dageraad	108280,8	187401,3
12	HoGent	109144,7	189498,6
13	Witte Wijk	107000,6	189090,9
14	Atheneum Merelbeke	106232,2	187555,2
15	Ronkaardwegel	104155,3	184700,1
16	Tidegem	107564,0	184819,8
17	Steenstraat	107725,9	185479,0
18	Pilleweuter	108673,5	185652,2
19	Wijngaard	108664,8	185463,3
20	Kippenproef	108641,6	185324,6
21	Proefveldwegel	109003,8	185483,4
22	Natuurpunt	109294,1	185208,4
23	Neerstraat	108880,4	184948,1
24	Lembergestraat	109122,6	184623,5
25	Moortsele	108461,3	183525,2
26	Rooberg	109659,6	184282,1
27	Geraardbergsesteenweg b	110585,1	184233,5
28	St. Lievenstraat	110695,7	184271,9
29	Bunker	111079,2	184452,0
30	Schoolstraat	111537,4	184784,5
31	Langestraat	111558,3	185086,8
32	Proefhoeve	111330,8	185606,3
33	Proefhoevestraat	110761,3	185725,1
34	Kalverhagestraat	110818,3	186612,1
35	Geraardbergsesteenweg a	110174,7	185832,0
36	Potaardestraat	110467,6	185354,0
37	ForNaLab	110540,7	185075,9
38	Vierhoekhoeve	110746,9	184975,6
39	Aalmoezenijestraat	110196,6	184845,3
40	Aalmoezenijestraat (2)	110196,1	184844,8



Tabel 10.2: De werkwijze waarop de habitatkaarten (voor habitattypes waartoe geclassificeerd wordt tot een straal van 500 m rond de meetuintjes) aangemaakt werden vanuit de kaarten die hier als basis voor dienden.

<b>TYPE HABITAT</b>	<b>BRONNEN</b>	<b>WERKWIJZE</b>
<b>Tuinbouw</b>	Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017)	<u>Extractie van polygonen met attributen (Select):</u> Fruit & noten, Groenten, kruiden en sierplanten, Houtachtige gewassen, Niet nader omschreven gewas, Miscanthus of Overige bedekking
<b>Akkerbouw</b>	Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017)	<u>Extractie van polygonen met attributen (Select):</u> Aardappel, Granen, zaden en peulvruchten, Maïs, Suikerbieten, Vlas en hennep, Voedergewassen of Overige gewassen (zonder attributen Miscanthus, Overige bedekking, Niet nader omschreven gewas en Begraasde niet landbouwgrond met overeenkomst)
<b>Hoog groen</b>	Groenkaart 2012 (ANB, 2013b)	<u>Extractie van pixels met attribuut (Extract by Attributes):</u> Hoog Groen
<b>Laag groen</b>	Groenkaart 2012 (ANB, 2013b) &  Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017)	<u>Extractie van pixels met attribuut (Extract by Attributes):</u> Laag groen uit Groenkaart <u>Bekomen kaart omzetten naar een shapefile (Raster to Polygon)</u>  <u>Extractie van polygonen met attributen (Select):</u> Grasland en Begraasde niet-landbouwgrond met overeenkomst  <u>Samenvoegen van bekomen kaarten (Union)</u>
<b>Niet groen</b>	Bodembedekkingskaart 2012 (Informatie Vlaanderen, 2016)	<u>Extractie van de pixels met attributen (Extract by attributes):</u> Gebouwen, Water, Autowegen, Overig Afgesloten of Spoorweg

Tabel 10.3: De werkwijze waarop de habitatkaarten (voor habitattypes waartoe geclassificeerd wordt tot een straal van 50 m rond de meetuintjes) aangemaakt werden vanuit de kaarten die hier als basis voor dienden.

TYPE HABITAT	BRONNEN	WERKWIJZE
<b>Tuinbouw – Gewastype</b>	Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017) & <a href="https://boerenbunder.be/">https://boerenbunder.be/</a> & veldwerk	<u>Extractie van de landbouwgebruikspcelen (Clip)</u> die overlappen met de cirkels van 50 m rond de meetuintjes <u>Aanpassen van landbouwhoofdteelt-attribuut</u> naar eigenlijke teelt in 2018 met behulp van notities gemaakt tijdens veldwerk en de boer&bunder website <u>Extractie van polygonen met attributen (Select):</u> Fruit & noten, Groenten, kruiden en sierplanten, Houtachtige gewassen, Niet nader omschreven gewas, Miscanthus of Overige bedekking
<b>Akkerbouw – Gewastype</b>	Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017) & <a href="https://boerenbunder.be/">https://boerenbunder.be/</a> & veldwerk	<u>Extractie van de landbouwgebruikspcelen (Clip)</u> die overlappen met de cirkels van 50 m rond de meetuintjes <u>Aanpassen van landbouwhoofdteelt-attribuut</u> naar eigenlijke teelt in 2018 met behulp van notities gemaakt tijdens veldwerk en de boer&bunder website <u>Extractie van polygonen met attributen (Select):</u> Aardappel, Granen, zaden en peulvruchten, Maïs, Suikerbieten, Vlas en hennep, Voedergewassen of Overige gewassen (zonder Miscanthus, Overige bedekking, Niet nader omschreven gewas en Begraasde niet landbouwgrond met overeenkomst)
<b>Tuin hoog groen</b>	GRB – ADP (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018) & Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017) & Digitale Boswijzer 2012 (ANB, 2013a) & Hoog groen	<u>Samenvoegen (Union)</u> GRB-ADP en landbouwgebruikspcelen <u>Uit bekomen kaart extractie (Select)</u> van administratieve percelen zonder landbouwgebruiksattributen. <u>Omvormen (Raster to Polygon)</u> naar een shapefile <u>Samenvoegen met laatst bekomen kaart (Union)</u> <u>Uit bekomen kaart extractie (Select)</u> van administratieve percelen zonder bosattribuut <u>Extractie van de pixels (Extract by Mask)</u> die binnen laatst bekomen kaart vallen
<b>Urbaan hoog groen</b>	GRB – ADP (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018)& Hoog groen habitatkaart	Polygoon aanmaken ter grote van het studiegebied. <u>Samenvoegen (Union)</u> van polygoon met GRB-ADP. <u>Uit bekomen kaart extractie van polygonen (Extract by attributes)</u> zonder ADP attributen. <u>Exratie van de pixels (Extract by Mask)</u> die binnen laatst bekomen kaart vallen.
<b>Agrarisch hoog groen</b>	Hoog groen habitat kaart & Landbouwgebruikspcelen (Dept. LV., 2017)	<u>Extractie van de pixels (Extract by Mask)</u> die binnen de Landbouwgebruikspcelen vallen.

Vervolg Tabel 10.3: De werkwijze waarop de habitatkaarten (voor habitattypes waartoe geïnclassificeerd wordt tot een straal van 50 m rond de meettuinjes) aangemaakt werden vanuit de kaarten die hier als basis voor dienden.

TYPE HABITAT	BRONNEN	WERKWIJZE
<b>Bos</b>	Digitale Boswijzer 2012 (ANB, 2013a)	<u>Extractie van de pixels (<i>Extract by attributes</i>) die voor bos staan</u>
<b>Tuin laag groen</b>	GRB – ADP (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018) & Landbouwgebruikspercelen (Dept. LV., 2017) & Laag groen habitatkaart	<u>Samenvoegen (<i>Union</i>) GRB-ADP en landbouwgebruikspercelen</u> <u>Uit bekomen kaart extractie (<i>Select</i>) van administratieve percelen zonder landbouwgebruiksattributen.</u> <u>Extractie van pixels (<i>Extract by Mask</i>) uit de Laag groen habitatkaart die binnen laatst bekomen kaart vallen.</u>
<b>Ander laag groen</b>	GRB - ADP (Grootschalig Referentie Bestand Vlaanderen AIV, 2018) & Laag groen habitat kaart  & Landbouwgebruikspercelen (Dept. LV., 2017)	Polygoon aanmaken ter grote van het studiegebied. <u>Samenvoegen (<i>Union</i>) van polygoon met GRB-ADP.</u> <u>Uit bekomen kaart extractie van polygonen (<i>Extract by attributes</i>) zonder ADP attributen.</u> <u>Extractie van pixels (<i>Extract by Mask</i>) uit de Laag groen habitatkaart die binnen laatst bekomen kaart vallen</u> <u>Bekomen kaart omvormen (<i>Raster to Polygon</i>) naar een <i>shapefile</i></u> <u>Extractie van polygonen met attributen (<i>Select</i>):</u> Begraasde niet-landbouwgrond met overeenkomst <u>Samenvoegen (<i>Union</i>) van deze en vorige bekomen kaart</u>
<b>Gebouwen</b>	Bodembedekkingskaart 2012 (Informatie Vlaanderen, 2016)	<u>Extractie van de pixels met attributen (<i>Extract by attributes</i>):</u> Gebouwen
<b>Verharding</b>	Bodembedekkingskaart 2012 (Informatie Vlaanderen, 2016)	<u>Extractie van de pixels met attributen (<i>Extract by attributes</i>):</u> Autowegen, Overig Afgesloten of Spoorweg
<b>Water</b>	Bodembedekkingskaart 2012 (Informatie Vlaanderen, 2016)	<u>Extractie van de pixels met attributen (<i>Extract by attributes</i>):</u> Water
<b>Onbedekte bodem</b>	/	/

Tabel 10.4: Tools die binnen ArcGIS gebruikt werden bij het identificeren van de habitattypes. Er is kort omschreven hoe elke tool gebruikt werd en in welke stap(pen) deze gebruikt werd. Tevens staat aangegeven voor welke tools een licentie nodig is en welke dit is.

TOOL	GEBRUIK	STAP
<b>Zonder licentie</b>		
Clip	Extractie van de polygonen die binnen de polygonen van een tweede shapefile-kaart vallen.	3
Multiple Ring Buffer	Tekenen van de perimeters (10, 50 en 500 m) waarin de samenstelling van het landschap te bepalen is.	2
Select	Extractie van polygonen met bepaalde (combinatie van) attributen	2, 3
Union	Samenvoegen van polygoon-kaarten	3
<b>Licentie: <i>Spatial analyst</i></b>		
Build Raster Attribute Table	Toevoegen van een attributentabel aan een raster-kaart	3
Extract by Mask	Extractie van cellen uit een rasterkaart die overlappen met een andere kaart	3
Extraction by Attributes	Extractie van cellen met bepaalde (combinatie van) attributen	3
Polygon to Raster	Omzetten van (de habitat)kaarten naar rasterformaat	3, 4
Raster to Polygon	Omzetten van een raster-kaart naar een polygoon-kaart (om samenvoegen met polygoonkaarten toe te laten)	3
<b>Licentie: <i>Spatial analyst</i> – Extra pakket: <i>Spatial Analyst Supplemental tools</i></b>		
Zonal Statistics 2	Tellen van het aantal cellen binnen de (overlappende) perimeters	5



## C. Extra tabellen resultaten

Tabel 10.5: De verschillende 'Gewassen' habitatypes die geïdentificeerd werden binnen een straal van 50 m rond de meetuintjes, met de gradiënt van het aandeel waarmee ze voorkomen. #: het aantal meetuintjes waar, binnen een straal van 50 m, elk van de 'Gewassen' habitatypes aanwezig zijn.

HABITATYPE	GRADIËNT (%)	#
MAÏS	0,2-50,2	11
WINTERTARWE	6,4-45,3	3
AARDAPPEL	20,8-28,1	4
GROENBEDEKKER	17,5-22,5	2
SOJA	20,5	1
SIERKWEK	0,01-55,6	3
PREI	0,1	1
GRASPROEF	22,4	1
WIJNSTOKKEN	27,1	1
KORTE OMLOOP HOUT	29,5	1
VOEDERGEWASSEN	0,4	1
WITLOF	2,5	1
WINTERGERST	19,5	1

Tabel 10.6: De verschillende 'Gewassen' habitatypes die geïdentificeerd werden binnen een straal van 50 m rond de meetuintjes, met de gradiënt van het aandeel waarmee ze voorkomen. #: het aantal meetuintjes waar, binnen een straal van 10 m, elk van de 'Gewassen' habitatypes aanwezig zijn.

HABITATYPE	GRADIËNT (%)	#
MAÏS	3-75	5
WINTERTARWE	18	1
AARDAPPEL	15	1
SOJA	25	1
SIERBLOEMEN	3	1
PRUNUS	6	1