

Impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit



Onderzoek uitgevoerd in opdracht van:

Departement Landbouw en Visserij
afdeling Monitoring en Studie

Diederik Strubbe
Pieter Verschelde
Maarten Hens
Carine Wils
Dirk Bauwens
Maarten Dermout
Luc De Bruyn (INBO)

Impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit

*Diederik Strubbe
Pieter Verschelde
Maarten Hens
Carine Wils
Dirk Bauwens
Maarten Dermout
Luc De Bruyn*

September 2010

Studie uitgevoerd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van het Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie

Depotnummer: D/2010/3241/453

Met dank aan Olivier Dochy en Robin Guelinckx van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek voor advies, suggesties en terreinverkenning.



Departement Landbouw en Visserij
afdeling Monitoring en Studie
Ellipsgebouw (6de verdieping)
Koning Albert II - laan 35, bus 40
1030 Brussel
Tel. 02 552 78 20 - Fax 02 552 78 21
✉ e-mail: ams@vlaanderen.be

Vermenigvuldiging en/of overname van gegevens zijn toegestaan mits de bron expliciet vermeld wordt:

Strubbe D., Verschelde P., Hens M., Wils C., Bauwens D., Dermout M. en De Bruyn L. (2010). Impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit. Studie uitgevoerd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van het Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel. 102 blz + bijlagen.

Graag vernemen we het als u naar dit rapport verwijst in een publicatie. Als u een exemplaar ervan opstuurt, nemen we het op in onze bibliotheek.

Wij doen ons best om alle informatie, webpagina's en downloadbare documenten voor iedereen maximaal toegankelijk te maken. Indien u echter toch problemen ondervindt om bepaalde gegevens te raadplegen, willen wij u hierbij graag helpen. U kunt steeds contact met ons opnemen.

Wilt u op de hoogte gehouden worden van onze nieuwste publicaties, schrijf u dan in op de AMS-nieuwsflash via de onderstaande link:

<http://www.vlaanderen.be/landbouw/studies/nieuwsflash>

Impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit

Diederik Strubbe, Pieter Verschelde, Maarten Hens, Carine Wils, Dirk Bauwens, Maarten Dermout en Luc De Bruyn

Samenvatting

De afgelopen decennia zijn de populaties van akker- en weidevogels sterk achteruitgegaan in grote delen van Europa. Ook in Vlaanderen is dit zo, en soorten die vroeger algemeen waren, zoals bv. ringmus, patrijs of grauwe gors, zijn nu veel zeldzamer. De hoofdoorzaak hiervan is de steeds intensievere landbouw, die vanaf het einde van de Tweede Wereldoorlog opgang maakte. Moderne landbouw wordt gekenmerkt door een doorgedreven mechanisatie, het gebruik van pesticiden en kunstmeststoffen, veranderingen in teeltkeuze en timing van zaaien en oogsten, de opkomst van monoculturen, grotere aantallen grazers, veranderingen in grondwaterstanden en het verlies van kleine landschapselementen zoals poelen en heggen. Voor vele typische plattelandsvogels betekent dit een verlies aan nestplaatsen en een gebrek aan voedsel, wat resulteert in een spectaculaire achteruitgang van hun populaties. Om die trend te keren wordt het Europese landbouwbeleid sinds een aantal jaar bijgestuurd. Zo worden landbouwers gestimuleerd om op vrijwillige basis beheerovereenkomsten te sluiten, waarbij de landbouwer een vergoeding ontvangt in ruil voor het uitvoeren van bepaalde beschermingsmaatregelen (bv. beheren van perceelranden, verminderde bemesting, ...). Ook kunnen er beheerovereenkomsten afgesloten worden die speciaal gericht zijn op het behoud van akker- en weidevogels.

Het effect van deze beheermaatregelen op de biodiversiteit is wegens het ontbreken van wetenschappelijk goed onderbouwde monitoringsprogramma's echter nog niet goed gekend. Om de effectiviteit van het gevoerde beleid te evalueren wordt in deze studie een eerste aanzet gegeven voor een geschikt monitoringsnetwerk. Verspreid over Vlaanderen werden 14 landbouwgebieden uitgekozen waarin de aantallen akker- en weidevogels bepaald werden. De grootte van deze gebieden varieerde ongeveer 170 tot 275 ha. In de periode maart - juli werd elk gebied vier maal bezocht en werden alle vogels via een territoriumkartering genoteerd, wat toelaat om hun territorium nauwkeurig af te bakenen. Deze 14 gebieden werden zo gekozen dat er een sterke vertegenwoordiging van en gradiënt aan akker- en weidevogelbeheermaatregelen aanwezig was. Als de beheermaatregelen effectief zijn, dan is het de verwachting dat er meer soorten, of grotere aantallen vogels, zullen voorkomen op percelen onder beheer dan op landbouwpercelen die op de 'klassieke' manier gebruikt worden. In de analyses werd er ook rekening gehouden met de habitatkwaliteit van de percelen, om na te gaan of eventuele biodiversiteitsverschillen tussen percelen wel degelijk aan de beheersmaatregelen toegeschreven kunnen worden.

De resultaten tonen aan dat, na rekening te houden met verschillen in habitatkwaliteit, er meer vogels en meer vogelsoorten voorkomen in gebieden waar er veel weidevogelbeheermaatregelen getroffen worden. Met andere woorden, de resultaten suggereren dat weidevogelbeheer een positief effect kan hebben, maar alleen indien er in een bepaald gebied voldoende percelen beheerd worden. Akkervogelbeheermaatregelen hebben daarentegen geen effect op de aantallen vogels. Dit is niet verwonderlijk, daar de eerste akkervogelmaatregelen slechts in 2009 actief geworden zijn (1999 voor weidevogels). Het is bekend dat vogelpopulaties vaak met een bepaalde vertraging reageren op veranderingen in hun leefgebied, en het is dus hoogstwaarschijnlijk nog te vroeg is om eventuele positieve effecten van akkervogelbeheer te kunnen opmerken. Om definitief uitsluitsel te brengen over de effectiviteit van deze maatregelen zouden de in deze studie geselecteerde landbouwgebieden echter over een langere periode moeten opgevolgd worden. Zo kunnen trends in aantallen vogels en aantallen soorten op percelen met en percelen zonder beheermaatregelen met elkaar vergeleken worden. Een van de voornaamste aanbevelingen van deze studie voor het beleid is dan ook dat het in deze studie ontworpen meetnet ook de komende jaren jaarlijks opgemeten worden moet. Als data verzameld over verschillende jaren bevestigen dat de biodiversiteit inderdaad hoger is op percelen met beheermaatregelen, dan moet nagegaan worden of de huidige oppervlakte landbouwgrond die onder beheer is voldoende groot is om de achteruitgang van de populaties plattelandsvogels op Vlaamse schaal te stoppen.

Summary

Over the past decades, farmland birds have drastically declined across Europe. This is also the case in Flanders, and species that once were common, such as tree sparrow, partridge or corn bunting, are now much less widespread or even rare. It is well known that the collapse of farmland bird populations is caused by the agricultural intensification that took place since the end of Second World War. Modern agriculture is characterized by an intensive mechanization, the use of pesticides and fertilizers, changes in the crops grown and the timing of sowing and harvesting, the rise of mono-cultures, increased densities of grazers, changes in groundwater levels and the loss of small landscape elements such as hedgerows and small ponds. For most farmland birds, these changes imply a loss of suitable nesting sites and a lack of food, resulting in a spectacular decline in their numbers and distribution. In order to reverse this negative trend, the agricultural policy has undergone several reforms and measures to promote biodiversity have been introduced. For example, it is now possible for farmers to join agri-environmental schemes in which they are paid a fixed amount in exchange for carrying out prescribed conservation actions on their lands.

Currently, at least in Flanders, it is unclear what the impact of these measures are, as there are no scientifically sound monitoring programs in effect. In order to evaluate the current implication of agri-environmental measures in Flanders, this study develops an appropriate monitoring scheme and presents a first assessment of farmland biodiversity in relation to these measures. We selected 14 agricultural areas across Flanders, representing a strong gradient of agri-environmental measures while also making sure that all typical farmland habitats were represented. These areas varied in size from 170 to 275 ha, and from March to July 2010, the number of birds breeding in these areas was quantified using the habitat mapping method (4 visits were made to each of the 14 study areas). When agri-environmental measures have the desired effect, we expect more species, or more territories, on parcels of land where measures are implemented compared to land parcels managed under 'traditional' agricultural practices. In the analyses, we also assessed the habitat quality of individual parcels in order to ensure that differences in biodiversity between parcels were attributable to the agri-environmental schemes and not to differences in habitat quality.

Our results indicate that, after accounting for differences in habitat quality between parcels, more species of birds and more breeding territories were present in areas with a higher density of agri-environmental schemes aimed at conserving meadow birds. Note that we found a positive correlation between bird abundance and diversity and the presence of agri-environmental schemes only if there was a density of these measures in the landscape surrounding a land parcel. Thus, introducing conservation measures to single parcels does not seem to influence bird biodiversity, but our results do suggest that as the proportion of the agriculture land under agri-environmental management in an area increases, so does bird biodiversity. Agri-environmental measures aimed at conserving birds associated with arable land do not correlate with the diversity or abundance as birds. However, in contrast to meadowbird measures, which were first introduced in 1999, measures for birds typical of arable lands became active only in 2009. As there is often a time-lag between changes in the environment and the response of bird populations, it is most probably too early to evaluate the effectiveness of these measures. Also, as in this study, only data from one census year were available, it was necessary to statistically control for the effects of habitat quality. In order to unambiguously assess the effectiveness of agri-environmental measures, longer-term data on population trends are indispensable, as the analysis of such time trends allows a direct comparison of biodiversity trends on plots with and without conservation schemes. An important recommendation of this study is thus that also in the coming years, the 14 areas designated in this study should be censused yearly. If longer-term data confirm the positive effect of agri-environmental schemes on biodiversity, it should be assessed which amount of the agricultural land that should be managed in order to preserve farmland bird population across whole Flanders.

Inhoud

1	Algemene Inleiding	8
1.1	Avifauna en landbouw in Europa	8
1.2	Toestand in Vlaanderen	12
1.3	Tussentijdse evaluatie van de PDPO II maatregelen en beheerovereenkomsten	13
1.3.1	Algemeen	13
1.3.2	Plan van aanpak	13
2	Algemene methodes	15
2.1	Gebruik van indicatoren	15
2.2	Theorie analyse indicatoren	17
2.2.1	Bepalen indicatorwaarden	17
2.2.2	Opzet monitoringsnetwerk	18
2.3	Indeling PDPO II maatregelen	19
2.4	ABV-meetnet en gericht inventarisaties	21
3	Analyse ABV-meetnet	22
3.1	Methodes	22
3.1.1	Biodiversiteitsindicator	22
3.1.1.1	ABV-meetnet	22
3.1.1.2	Selectie indicatoren gebaseerd op ABV-meetnet	22
3.2	Variabelen	24
3.2.1	Inleiding	24
3.2.2	PDPO II maatregelen	24
3.2.2.1	Transformaties van PDPO II maatregelen	24
3.2.2.2	Opmerkingen	25
3.2.3	Habitatvariabelen	26
3.2.3.1	Beschrijving	26
3.2.3.2	Bepaling van de historisch aanwezige populatie	26
3.2.3.3	Teeltkeuze	26
3.2.3.4	Landschappelijke geschiktheid en landgebruik	27
3.3	Statistische verwerking	27
3.3.1	Verkennde analyses	27
3.3.2	Algemene modelbouw	27
3.3.3	Specifieke analyses	29
3.4	Resultaten	29
3.4.1	Resultaten verkennende analyse	29
3.4.1.1	Voorkomen broedvogels	29
3.4.1.2	Representativiteit steekproef	31
3.4.1.3	Relaties tussen verklarende variabelen	34
3.4.1.3.1	Biodiversiteitsvariabelen	34
3.4.1.3.2	PDPO II maatregelen	35
3.4.1.3.3	Teelten	36
3.4.1.3.4	Habitatvariabelen	37
3.4.1.3.5	Habitatvariabelen in relatie tot andere verklarende variabelen	41
3.4.2	Resultaten van de analyses op indicatorniveau	42
3.4.2.1	Univariate analyses	42
3.4.2.2	Model met meerdere factoren	45
3.4.3	Resultaten analyses op soortniveau	47
3.4.3.1	Univariate analyses	47
3.4.3.2	Model met meerdere factoren	48

4	Analyse gerichte inventarisaties.....	50
4.1	Methodes	50
4.1.1	Biodiversiteitsindicator	50
4.1.1.1	Selectie van de te inventariseren gebieden	50
4.1.1.2	Selectie inventarisatiemethode	52
4.1.1.3	Selectie indicator	54
4.1.2	Berekenen van benodigde habitatvariabelen	54
4.1.2.1	Habitatvariabelen.....	55
4.1.2.2	PDPO II maatregelen	57
4.1.3	Statistische verwerking	58
4.1.3.1	Verkennde analyses	58
4.1.3.2	Analyses	60
4.2	Resultaten	62
4.2.1	Resultaten gebiedsselectie.....	62
4.2.2	Resultaten verkennde analyses	66
4.2.3	Resultaten inventarisaties.....	68
4.2.4	Resultaten analyses indicatorniveau.....	69
4.2.5	Resultaten analyses op soortniveau	72
5	Discussie	76
5.1	Resultaten analyses van de impactindicator	77
5.1.1	PDPO II maatregelen met een direct, indirect of geen verwacht effect op de biodiversiteit.....	77
5.1.2	Akker- en weidevogelbeheermaatregelen	80
5.1.3	Berekening en analyse van de impactindicator	82
5.1.4	Geschiktheid van het ABV-meetnet en de gerichte inventarisaties	84
6	Conclusies en aanbevelingen voor het beleid	88
7	Literatuurlijst	90
8	Bijlagen	103

1 Algemene Inleiding

1.1 Avifauna en landbouw in Europa

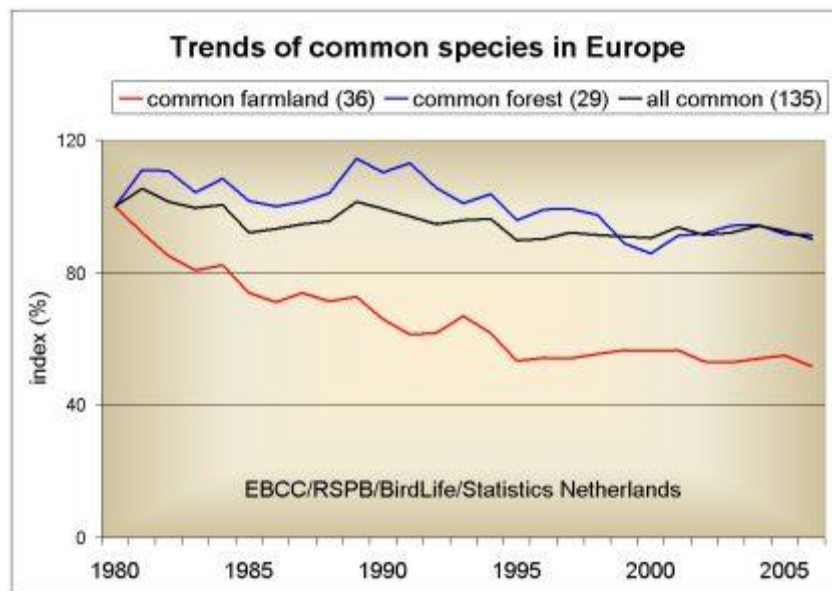
Landbouw ontstond naar schatting 10 000 jaar geleden in het nabije Midden Oosten, en verspreidde zich relatief snel over Europa. In West-Europa wordt al ongeveer 7000 jaar aan landbouw gedaan (Edwards & Hiron 1984), en de introductie van landbouw ging gepaard met het verdwijnen van (grote stukken van) de bossen die Europa sinds het einde van de laatste ijstijd bedekten. De grootschalige verandering in landschap en aanwezige habitats veroorzaakt door de introductie van landbouw heeft in historische tijden waarschijnlijk een positief effect gehad op de biodiversiteit, vooral voor planten en vogels (Harrison 1988; Kornas 1988). Vele vogels volgden de verspreiding van de landbouw, westwaarts vanuit de Aziatische steppes of noordwaarts vanuit drogere Mediterrane gebieden. Als een gevolg van deze evolutie wordt de avifauna in het Europese landbouwgebied gedomineerd door open-landschap specialisten en een aantal habitatgeneralisten. Alhoewel er grote verschillen zijn tussen landen is tegenwoordig ongeveer 50 % van de landoppervlakte in Europa in landbouwgebruik, en – ondanks het artificiële karakter en de relatief korte evolutionaire geschiedenis – herbergen landbouwgebieden een belangrijk deel van de Europese biodiversiteit (Donald *et al.* 2002). Tucker & Heath (1994) vonden bijvoorbeeld dat bijna 120 op Europese schaal bedreigde vogels landbouwgebieden als belangrijkste broed- of winterhabitat hebben.

Sinds enkele decennia gaan vele soorten die initieel gebaat waren bij landbouw (sterk) achteruit. In de jaren 60 van de vorige eeuw werd bezorgdheid geuit over de negatieve effecten van pesticiden zoals DDT, en een decade later werd gesuggereerd dat ook andere kenmerken van een intensievere landbouw, zoals het doorgedreven gebruik van kunstmeststoffen en veranderingen in zowel de geteelde gewassen als in de timing van zaaien en de manier van oogsten, een achteruitgang van de biodiversiteit veroorzaakten (Tilman *et al.* 2001; Robinson & Sutherland 2002). De intensivering van de landbouw in Europa werd ondersteund door het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB). Dit beleid werd in de schoot van de Europese Unie ontworpen als reactie op de zware voedseltekorten tijdens en na de Tweede Wereldoorlog, en was erop gericht om de voedselvoorziening in Europa veilig te stellen en betaalbaar te houden door de ontwikkeling van een modernere, productievere landbouw (Gray 2000). Het GLB steunde op een markt- en prijzenbeleid met onder meer minimumprijzen voor de boer, een Europees handelsbeleid met steun aan de uitvoer en beperking van de invoer en het creëren van een gemeenschappelijke markt en regelgeving. Het centrale doel van het GLB was het stimuleren van de productiviteitsgroei. Het GLB bleek erg succesvol en tegen de jaren 80 was Europa niet alleen zelfvoorzienend, maar door de rechtstreekse koppeling tussen subsidies en landbouwproductie was er zelfs sprake van overproductie (Walford 2003). De keerzijde van de medaille is echter een sterke achteruitgang van de biodiversiteit op het platteland. Bijvoorbeeld, het Verenigd Koninkrijk beschikt over het langstlopende monitoringsprogramma van Europa en daaruit blijkt duidelijk dat verschillende vogels typisch voor het platteland de laatste decennia zeer sterk achteruit gegaan zijn (Donald, Green & Heath 2001; Benton *et al.* 2002). Tabel 1 illustreert deze terugval voor een aantal vogelsoorten die vroeger zeer algemeen en wijdverspreid waren. Dergelijk sterke achteruitgangen van algemene, wijdverspreide soorten zijn erg zeldzaam in natuurlijke systemen en duiden op een catastrofale verandering in de leefomgeving van deze soorten (Donald *et al.* 2001).

Tabel 1 Trends (in percent) in areaal en populatiegrootte van enkele algemene landbouwvogels in het VK in de periode 1968 - 1993. Meerdere soorten vertonen een zeer sterke terugval (Donald et al. 2001).

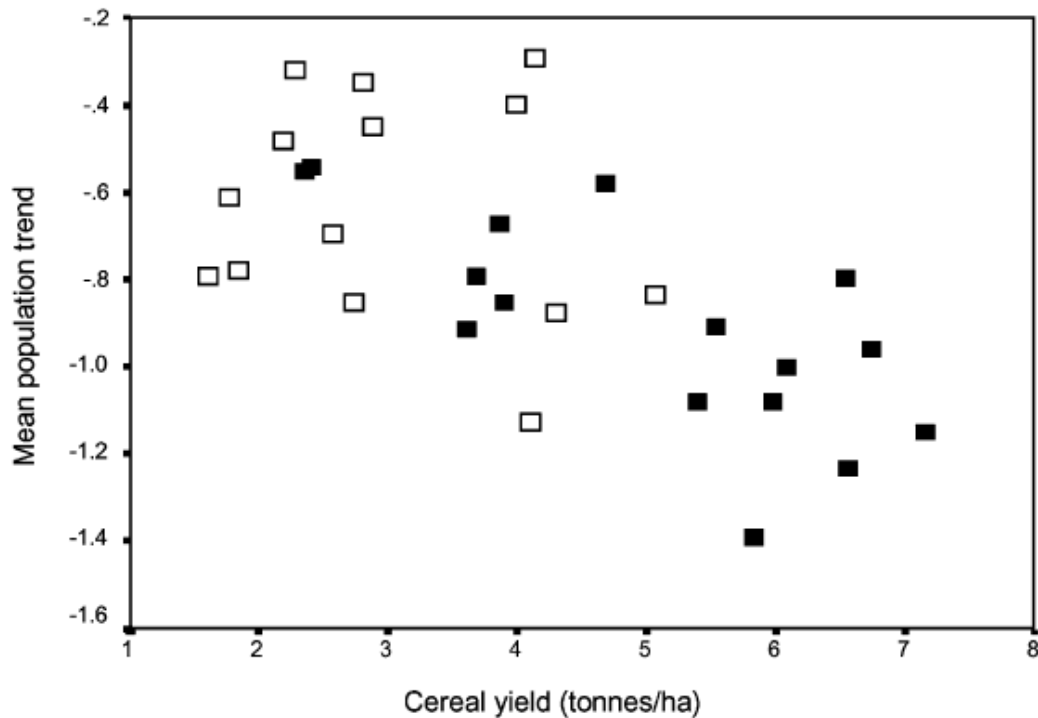
	areaal	populatiegrootte
ringmus	-83	-19.6
patrijs	-74	-18.7
zomertortel	-65	-24.9
grauwe gors	-61	-32.1
veldleeuwerik	-60	-1.6
kneu	-41	-4.6
spreeuw	-40	-3.6
grasmus	-38	-6.7
kievit	-38	-9.0
geelgors	-26	-8.6
putter	+59	+5.4
holenduif	+162	-6.8

Ter vergelijking, in de jaren 50 beval de Chinese leider Mao tse Tung de uitroeiing van een aantal veronderstelde landbouwpestsoorten. Verschillende miljoenen ringmussen *Passer montanus* werden afgeslacht, maar dat had geen sterk effect op de populatietrend op lange termijn terwijl in het Verenigd Koninkrijk de populatie ringmussen met 83% is afgenomen zonder dat er ook maar één vogel opzettelijk gedood is (Summers-Smith 1995). De pan-Europese monitoring van het EBCC (EBCC 2010) toont aan dat hetzelfde fenomeen zich voordoet over geheel Europa. Fig. 1 toont aan dat vogels van landbouwgebieden een sterk negatieve populatietrend vertonen terwijl dat niet het geval is voor andere vogels.



Figuur 1 Populatietrends voor algemene vogels in Europa. De rode lijnt toont de evolutie van de vogels typisch voor landbouwgebieden en geeft aan dat deze soortengroep veel sterker achteruit gaat dan andere vogels.

Verschillende studies hebben aangetoond dat de terugval van die vogelpopulaties rechtstreeks gekoppeld is aan de productiviteit van de landbouw. Bijvoorbeeld, Donald et al. (2001) vonden een sterk negatieve relatie tussen de graanopbrengst (ton graan per ha) en de populatietrend van een groot aantal vogelsoorten (Fig. 2) in meerdere Europese landen.



Figuur 2 Relatie tussen de gemiddelde populatietrend van vogels typisch voor landbouwgebieden en de gemiddelde graanopbrengst per hectare. Open rechthoeken illustreren de toestand in de Oost-Europese lidstaten van de EU, terwijl de zwarte rechthoeken de situatie in West-Europa weergeven (zie Donald et al. 2001).

Verschillende studies hebben bevestigd dat de terugval van vogels op het platteland te wijten is aan de intensivering van de landbouw (Wretenberg et al. 2006; Reif et al. 2008; Flynn et al. 2009), maar aangezien die intensivering in feite een erg complex proces is, is het niet altijd duidelijk wat de specifieke oorzaak is van de achteruitgang van een bepaalde soort. Moderne landbouw wordt gekenmerkt door een doorgedreven mechanisatie, het gebruik van pesticiden en kunstmeststoffen, de hogervernoemde veranderingen in teeltkeuze en timing van zaaïen en oogsten, de opkomst van monoculturen, grotere densiteiten grazers, veranderingen in grondwaterstanden en het verlies van kleine landschapselementen zoals poelen en heggen (Donald et al. 2006; Stoate et al. 2009). In bepaalde gevallen is duidelijk welk van deze factoren het meest bijdragen aan de achteruitgang, en op welke manier ze juist de populatieontwikkeling van soorten beïnvloeden. Bijvoorbeeld, in Frankrijk toonden Bro et al. (2001) aan dat de achteruitgang van de patrijs *Perdix perdix* voornamelijk veroorzaakt werd door een te lage overlevingskans tijdens de winter en gedurende het eerste broedsel, maar dat ook de lage overlevingskans van de kuikens een rol speelde. De lage overleving was waarschijnlijk te wijten aan voedselgebrek, een gevolg van het intensieve gebruik van pesticiden (Bro et al.

2000; Bro *et al.* 2001). Dergelijk gedetailleerde informatie is echter slechts zelden beschikbaar. Verschillende studies benadrukken de sterk negatieve invloed van pesticiden (Morris *et al.* 2005; Filippi-Codaccioni *et al.* 2010; Geiger *et al.* 2010) terwijl andere studies eerder de toenemende homogenizatie van landbouwgebieden als dominante oorzaak aanwijzen (Benton, Vickery & Wilson 2003; Herzon & O'Hara 2007; McMahon, Purvis & Whelan 2008; Smith *et al.* 2010). Ook is het niet duidelijk op welke manier de biodiversiteit afneemt met toenemende intensivering. Dit is belangrijk omdat een bv. een lineair verband zou suggereren dat beschermingsmaatregelen effectief kunnen zijn langsheen de volledige gradiënt aan landgebruik terwijl een exponentieel verband betekent dat beschermingsmaatregelen alleen nuttig zijn op extensief gebruikte gronden (Kleijn *et al.* 2009).

Het verlies aan biodiversiteit, de overproductie, en de veranderde houding van het publiek – dat kwalitatieve landbouwproducten verwacht, geproduceerd met aandacht voor het landschap, het milieu en dierenwelzijn – leidden tot verschillende hervormingen van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Bij de hervorming van het GLB in 1992 werd de zogenaamde '*Agro-environmental Regulation (EC/2078/92)*' geïntroduceerd, waarbij verschillende beheermaatregelen geïntroduceerd werden. Deze maatregelen hebben tot doel om de landbouwproductie te verzoenen met natuur- en milieudoelstellingen en spelen in op bv. de vermindering van het gebruik van meststoffen of de bescherming van fauna en flora op percelen in landbouwgebruik. Verschillende latere hervormingen leidden tot een GLB dat uit twee pijlers bestaat, nl. enerzijds het luik markt- en inkomensbeleid en anderzijds het deel plattelandsbeleid. De eerste pijler groepeerde alle markt-, prijs- en rechtstreekse steun die landbouwers krijgen, op voorwaarde van het naleven van een aantal randvoorwaarden (de zogenaamde '*cross-compliance*'), zoals het respecteren van eisen op vlak van milieu, voedselveiligheid, dierenwelzijn,... De tweede pijler, het plattelandsbeleid, is erop gericht de groei en de werkgelegenheid in de plattelandsgebieden te stimuleren en duurzame ontwikkeling te bevorderen. Specifieke doelstellingen zijn het verbeteren van de concurrentiekracht van de landbouw, het verbeteren van het milieu en de leefkwaliteit op het platteland en de diversificatie van de economische bedrijvigheid. Met andere woorden, het hervormde GLB heeft het beschermen en herstellen van de biodiversiteit op het platteland als een expliciete doelstelling. De toegenomen aandacht voor milieu heeft op het terrein echter nog niet tot een merkbaar of bevredigend herstel van de algemene biodiversiteit geleid (Kleijn *et al.* 2001; Sutherland 2002; Kleijn & Sutherland 2003; Whittingham 2007). Dit kan verschillende oorzaken hebben. Een mogelijke verklaring is dat de milieumaatregelen vervat in de *cross-compliance* vaak niet verder gaan dan reeds bestaande wetgeving en dus meestal geen nieuwe verplichtingen met zich meebrengen (Bennett *et al.* 2006). Ook is er een groot gebrek aan studies die de effectiviteit van de *cross-compliance* maatregelen in kaart proberen te brengen, en de paar studies die bestaan zijn eerder gebaseerd op *expert opinion* dan op een wetenschappelijk verantwoorde evaluatie. Dit euvel geldt ook voor de agromilieumaatregelen die getroffen kunnen worden onder het plattelandsbeleid (Purvis *et al.* 2009; Primdahl *et al.* 2010). In Europa beschikken alleen Nederland en het Verenigd Koninkrijk over uitgewerkte, wetenschappelijk verantwoorde monitoringsprogramma's die een betrouwbare uitspraak kunnen doen de effectiviteit van verschillende agromilieumaatregelen. Onderzoek wijst uit dat de agromilieumaatregelen vaak niet de beoogde doelstelling halen wegens een te klein budget, inefficiënte maatregelen, het gebrek aan advies en begeleiding van landbouwers en/of een gebrek aan politieke wil (Onate *et al.* 2000; Kleijn *et al.* 2006; Wade, Gurr & Wratten 2008). Bevredigende resultaten zijn echter wel

mogelijk als onderzoek naar de specifieke noden van specifieke doelsoorten gecombineerd wordt met een intensieve begeleiding van geïnteresseerde landbouwers. Bijvoorbeeld, in zuid-Engeland hebben herstelmaatregelen zoals het aanleggen van hagen en grasruigte en het behoud van graanstoppels in de winter geleid tot een spectaculaire toename van het aantal cirlgorzen (*Emberiza cirulus*) (Peach *et al.* 2001).

1.2 Toestand in Vlaanderen

Ook in Vlaanderen is de biodiversiteit op het platteland de laatste decennia sterk achteruitgegaan. Gerichtte monitoringsdata op langere termijn zijn niet voorhanden, maar de Vlaamse Broedvogelatlas (Vermeersch *et al.* 2004) toont aan dat verschillende vogelsoorten met meer dan 50 % zijn afgenomen op 30 jaar tijd. De veldleeuwerik (*Alauda arvensis*) is zelfs met ongeveer 95 % afgenomen, en soorten zoals kemphaan (*Philomachus pugnax*) en ortolaan (*Emberiza hortulana*) zijn uitgestorven als broedvogel in Vlaanderen. Bijna alle karakteristieke akkervogelsoorten zijn recent op de Rode Lijst van Vlaamse Broedvogels beland (Devos, Anselin & Vermeersch 2004; Dochy & Hens 2005). In Vlaanderen is de situatie van vogels typisch voor landbouwgebieden nog sterker verslechterd dan het Europees gemiddelde (Dumortier *et al.* 2007) en slechts 0.47 % van de Vlaamse landbouwgebieden heeft een hoge natuurwaarde terwijl het Europese gemiddelde op 15 a 20 % ligt (High Nature Value Farmland Type I, EEA 2004). Een verhoogde aandacht voor natuur en milieu op het Vlaamse platteland is dus niet alleen een verplichting ten aanzien van het vernieuwde Europese landbouwbeleid maar ook een bittere noodzaak.

De Vlaamse vertaling van de pijler plattelandsontwikkeling van het Europese GLB is gekend als het Vlaams Programmadocument voor Plattelandsontwikkeling, en is momenteel aan zijn tweede versie toe (PDPO II, periode 2007 – 2013). In dit document werden een aantal strategische doelstellingen vastgelegd en op basis daarvan zijn een aantal beheerovereenkomsten uitgewerkt die landbouwers moeten stimuleren om een bijdrage te leveren tot het bereiken van milieu- en natuurdoelstellingen. Landbouwers kunnen, op vrijwillige basis, een contract afsluiten met de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) waarbij ze zich ertoe verbinden om gedurende een termijn van vijf jaar één of meerdere beheerpakketten uit te voeren tegen betaling van een vooraf bepaalde vergoeding. Momenteel kunnen beheerovereenkomsten afgesloten worden voor perceelrandenbeheer, het onderhoud, herstel en ontwikkeling van kleine landschapselementen, erosiebestrijding, verbetering van de waterkwaliteit, het botanische beheer van graslanden en akkers en beheerovereenkomsten voor de bescherming van bedreigde soorten. Deze laatste maatregel omvat overeenkomsten voor de bescherming van akkervogels, weidevogels en hamsters. Overeenkomsten voor weidevogelbeheer zijn al sinds het jaar 1999 in voege terwijl de eerste akkervogelbeheermaatregelen pas vanaf 2010 actief zijn. Het PDPO II voorziet ook nog in aantal agromilieumaatregelen zoals de beheerovereenkomst natuur; dit zijn compensaties voor door de overheid opgelegde beperkingen van de bemesting. Andere milieuvriendelijke landbouwtechnieken die op PDPO II steun kunnen rekenen zijn o.a. vergoedingen voor biologische productiemethodes, niet-kerende bodembewerking, mechanische onkruidbestrijding en het aanplanten van groenbedekkers. Elk van deze maatregelen en overeenkomsten bestaat uit een aantal pakketten. Een gedetailleerde bespreking van deze pakketten valt buiten het kader van deze studie, maar meer informatie over deze agromilieumaatregelen kan gevonden worden op de website van het Agentschap voor Landbouw en Visserij (<http://lv.vlaanderen.be/nlapps/docs/default.asp?fid=80>) terwijl de

beheerovereenkomsten geraadpleegd kunnen worden via de site van de VLM (<http://www.vlm.be/landtuinbouwers/beheerovereenkomsten>).

1.3 Tussentijdse evaluatie van de PDPO II maatregelen en beheerovereenkomsten

1.3.1 Algemeen

De pijler plattelandsontwikkeling van het GLB vereist dat elke lidstaat een evaluatie uitvoert van de kwaliteit, de doeltreffendheid en doelmatigheid van de uitvoering van het gevoerde plattelandsbeleid. In Vlaanderen staat de Afdeling Monitoring en Studie van het Departement Landbouw en Visserij in voor de rapporteringen aan de Europese Commissie over het Vlaamse PDPO II, en dit conform artikel VII (77-87) van Verordening (EG) nr. 1698/2005. In 2010 is het PDPO II onderhevig aan een tussentijdse evaluatie, de zogenaamde Mid Term Review. Deze evaluatie moet gebeuren aan de hand van het Gemeenschappelijk Toezicht- en Evaluatiekader (GTEK), een kader dat het toezicht op en de evaluatie van alle interventies voor plattelandsontwikkeling tijdens de periode 2007–2013 groepeert.

Deze studie stelt zich tot doel om na te gaan of de getroffen PDPO II maatregelen hun doel bereiken en resulteren in een verbeterende biodiversiteit op het platteland. Om deze doelstelling te bereiken zal dit project een ecologische impactindicator voor de biodiversiteit ontwikkelen. Indicatoren zijn cruciale basisinstrumenten voor de monitoring en evaluatie van het gevoerde beleid en de Vlaamse overheid zal deze impactindicator dan ook naar de Europese Commissie kunnen rapporteren bij de verschillende evaluaties van het PDPO II (nl. de Ex Ante, de Mid Term en de Ex Post evaluaties).

In deze studie zal eerst een wetenschappelijk verantwoorde impactindicator voor de biodiversiteit bepaald worden die conform is met het GTEK. Daarna zal nagegaan worden in welke mate bestaande monitoringsprojecten geschikt zijn voor het aanleveren van de data nodig om de ecologische indicatorwaarden te bepalen en wordt een eerste aanzet gegeven voor een monitoringsnetwerk specifiek gericht op het testen van de impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit in landbouwgebieden. Gebaseerd op de resultaten van de impactindicator-analyse zullen dan conclusies en aanbevelingen geformuleerd worden als insteek voor de Mid Term Review.

1.3.2 Plan van aanpak

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek wenst de doelstellingen van deze opdracht te realiseren via een tweeledige aanpak, waarbij de ontworpen impactindicator zal toegepast worden op twee verschillende datasets. De impactindicator voor biodiversiteit zal de evolutie van zowel de soortendiversiteit als -abundantie nagaan, maar houdt ook rekening met individuele trends van belangrijke akker- en weidvogelsoorten. In eerste instantie zal deze impactindicator berekend worden aan de hand van data afkomstig van het operationele meetnet 'Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV)'. In tweede instantie zal de impactindicator berekend worden aan hand van data verzameld tijdens inventarisaties van akker- en weidvogels in een aantal speciaal daartoe geselecteerde landbouwgebieden. In beide gevallen zal de indicator berusten op een correlatief verband tussen het plattelandsbeleid als sturende variabele en biodiversiteit als impactvariabele. Het ABV-meetnet, dat bestaat uit een groot aantal kilometerhokken verspreid over Vlaanderen die in een driejaarlijkse cyclus geteld worden, laat toe om na te gaan of de verschillende PDPO II-maatregelen een

effect hebben op de populaties akker-en weidevogels op Vlaamse schaal. Het ABV-meetnet levert dus data op vanuit geheel Vlaanderen en heeft als bijkomend voordeel dat het een reeds bestaand meetnet is dat op termijn populatietrends van vogels in Vlaanderen zal opleveren. Een mogelijk nadeel van het ABV-meetnet is dat de data over het voorkomen en de abundantie van vogels verzameld worden op een schaal van 1 vierkante kilometer, en dat dit niet steeds goed overeenkomt met resolutie van de getroffen PDPO II maatregelen, die vaak op slechts enkele percelen van toepassing zijn. Dit wordt opgevangen door gerichte inventarisaties van vogelsoorten in landbouwgebieden, want deze gegevens laten toe om de aanwezigheid van soorten direct te linken aan het habitatgebruik van de aanwezige landbouwpercelen. De biodiversiteit in een bepaald gebied zal immers niet uitsluitend door PDPO II maatregelen bepaald worden, en de fijne resolutie van de in dit tweede luik verzamelde data zal toelaten om op een gedetailleerdere manier rekening te houden met andere sturende variabelen, zoals bv. habitatkwaliteit. De resultaten van beide luiken worden dan samengebracht om zo conclusies en aanbevelingen voor het beleid te kunnen formuleren.

2 Algemene methodes

2.1 Gebruik van indicatoren

Als reactie op de slechte toestand van het leefmilieu stellen overheden wereldwijd zich tot doel om de achteruitgang van de biodiversiteit een halt toe te roepen, of om de trend zelfs om te keren. Een probleem hierbij is dat er een algemeen gebrek is aan methoden om de effectiviteit van het gevoerde beleid te bepalen (Jenkins, Green & Madden 2003). Dit komt grotendeels doordat de 'biodiversiteit' een complex begrip is, dat zowel de verscheidenheid van genen als het functioneren van volledige ecosystemen omvat. Geen enkele 'meeteenheid' zal dus al deze facetten op een adequate en begrijpbare manier kunnen weergeven (Balmford, Green & Jenkins 2003). De uitdaging is dus om voor elk project of beleidsdoelstelling een variabele te ontwikkelen die op een accurate en robuuste manier de relevante component van de biodiversiteit beschrijft en die het mogelijk maakt om de nodige informatie op een duidelijke manier naar beleidsmakers over te brengen. Deze variabelen zijn beter gekend onder de noemer 'indicatoren' en moeten het dus mogelijk maken om complexe fenomenen op een eenvoudige manier te meten en te communiceren (Gregory *et al.* 2005).

Algemeen kunnen indicatoren in een viertal categorieën ingedeeld worden. Indicatoren kunnen verschillen in de mate waarin ze gelinkt kunnen worden aan de factoren die veranderingen in de biodiversiteit sturen en naargelang de mate waarin de door de indicator bekomen informatie gegeneraliseerd kan worden naar de algemene biodiversiteit. Indicatoren die focussen op de huidige toestand van de biodiversiteit bestaan uit Type 1 indicatoren, die zich concentreren op een aantal specifieke soorten of taxa, en Type 2 indicatoren, die de toestand van de algemene biodiversiteit peilen. Indicatoren die nagaan hoe specifieke soorten of taxa reageren op bepaalde factoren (bv. klimaatsverandering, beleidsmaatregelen,...) zijn gekend als Type 3 indicatoren terwijl Type 4 indicatoren pogen om weer te geven hoe de algemene biodiversiteit reageert op sturende factoren (Gregory *et al.* 2005). Elk van deze indicatoren moet aan een aantal voorwaarden voldoen om nuttig te zijn. Ten eerste moeten indicatoren kwantitatief en wetenschappelijk verantwoord zijn. Daarnaast moeten ze complexe fenomenen vereenvoudigen en makkelijk interpreteerbaar maken om relevant te zijn voor het beleid. Als laatste voorwaarden gelden dat de data nodig voor de indicator op een realistische en kosteneffectieve manier moeten kunnen verzameld worden en dat ze beantwoorden aan de vereisten nodig voor een degelijke statistische analyse (van Strien *et al.* 2009; Heink & Kowarik 2010).

In de context van de evaluatie van het PDPO II project kan een indicator gedefinieerd worden als een groep soorten wiens gezamenlijke populatietrend niet alleen representatief is voor de toestand van plattelandsvogels in het algemeen, maar die ook informatief is voor die toestand van andere taxa en die dus kan gebruikt worden als een surrogaat voor de gezondheid van het ecosysteem in Vlaamse landbouwgebieden. Dit project vereist dus een Type 3 of Type 4 indicator, en voor deze evaluatie is ervoor gekozen om de abundantie en diversiteit van akker- en weidevogels als indicator te gebruiken. Dit is een duidelijk kwantitatieve parameter, en gezien het groot aantal ervaren amateur-ornithologen in Vlaanderen kunnen de vereiste gegevens relatief eenvoudig bekomen worden via de tellingen van het ABV-meetnet. Voor het bepalen van de abundantie en diversiteit van vogels tijdens de gerichte inventarisaties kan een veldbioloog gebruik maken van degelijk uitgewerkte methodes beschreven in de internationale literatuur en in gebruik in meerdere Europese landen. De theoretische onderbouw voor het gebruik van deze

indicator is gekend als de '*ideal free distribution*' (Sutherland 1983), en deze postuleert dat organismen een adequate inschatting kunnen maken van de op een bepaalde locatie aanwezige hulpbronnen en dat het aantal organismen op die locatie proportioneel is aan de hoeveel middelen die daar beschikbaar zijn. Er wordt met andere woorden aangenomen dat de abundantie en diversiteit van soorten indicatief zijn voor de habitatkwaliteit. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat deze veronderstelling niet steeds correct is. In bepaalde gevallen kunnen organismen een 'foute' inschatting maken van een habitat, waardoor ze zich vestigen in een habitat dat eigenlijk niet of minder geschikt is. Ook kunnen dispersiebeperkingen ervoor zorgen dat organismen zich niet kunnen vestigen in de beste habitats, wat leidt tot een verstoring van de verwachte relatie tussen abundantie en habitatkwaliteit. In vele gevallen geldt de '*ideal free distribution*' wel in grote mate, en abundantie en diversiteit worden in de wetenschappelijke literatuur dan ook vaak gebruikt als indicator. Er kan ook geargumenteed worden dat de keuze voor soortendiversiteit en -abundantie ook toelaat om na te gaan of het gevoerde beleid (i.e. de toepassing van beheer- en agromilieumaatregelen) daadwerkelijk een sturende invloed heeft. Als deze maatregelen zorgen voor een verbetering van de habitatkwaliteit van de percelen waarop ze van toepassing zijn, dan is de verwachting dat zich dit vertaalt in een hoger broedsucces en dus een hogere productiviteit op die percelen. Processen zoals '*breeding site fidelity*' (de neiging van individuele vogels om jaar na jaar terug te keren naar de plaats waar ze zich succesvol konden reproduceren) en '*natal philopatry*' (de tendens van individuen om voor de reproductie terug te keren naar de plaats waar ze zelf geboren zijn) zouden moeten leiden tot hogere aantallen vogels op percelen met beheermaatregelen dan op percelen in traditioneel landbouwgebruik (Kleijn & van Zuijlen 2004). Het gebruik van de soortendiversiteit en -abundantie als indicator heeft verder als voordeel dat de resultaten direct en eenvoudig interpreteerbaar zijn voor zowel experts als voor het publiek. Een goed voorbeeld hiervan is de '*Farmland Bird Indicator*', waarmee het Verenigd Koninkrijk de evolutie van de populaties vogels in landbouwgebieden opvolgt (Gregory, Noble & Custance 2004). Deze indicator is een van de 15 indicatoren die door de Britse overheid gebruikt wordt om de duurzaamheid van het beleid en de maatschappij in het VK te monitoren. Het in gebruik nemen van de '*Farmland Bird Indicator*' heeft in het VK tot gevolg gehad dat er een sterk toegenomen aandacht is voor de toestand van de biodiversiteit op het platteland, en dit heeft zich vertaald in zowel een verandering in het gevoerde beleid als in de publieke opinie, die steeds meer belang hecht aan een duurzame landbouw. Deze indicator heeft er dus mee voor gezorgd dat wetenschappelijke inzichten daadwerkelijk in beleid kunnen omgezet worden (Smallshire, Robertson & Thompson 2004). In het VK wordt de '*Farmland Bird Indicator*' duidelijk gebruikt als een Type 4 indicator, die niet alleen informatie geeft over de gevolgde vogelsoorten, maar die representatief is voor de situatie van het leefmilieu op het platteland. Er zijn inderdaad aanwijzingen dat vogels goede indicatoren kunnen zijn omdat ze vaak sterk en relatief snel reageren op veranderingen in het leefmilieu, en verschillende studies (bv. Blair 1999; Gregory *et al.* 2005; Gottschalk *et al.* 2010) toonden aan dat patronen gevonden voor vogels gereflecteerd werden in een groot aantal andere taxa. Dit is echter niet steeds het geval, en meerdere studies hebben aangetoond dat waar taxa zoals bloemplanten en insecten een positieve respons vertoonden ten gevolge van beheermaatregelen, dit niet het geval was voor de onderzochte vogels (Söderström *et al.* 2001). Met andere woorden, zonder meer onderzoek naar de situatie in Vlaanderen is het moeilijk om uit te maken of de hier voorgestelde indicator een Type 3 of een Type 4 indicator is, en de resultaten moeten dan ook kritisch geïnterpreteerd worden als ze naar andere taxa vertaald worden. Als laatste voorwaarde voor de in deze evaluatie voorgestelde indicator geldt nog dat het mogelijk moet zijn om de gegevens op een

wetenschappelijk verantwoorde manier te verzamelen en te analyseren. Deze verantwoording wordt algemeen beschreven in onderdeel 2.2 (Theorie analyse indicatoren), en meer gedetailleerde informatie wordt gegeven in de methodehoofdstukken van het luik 'ABV-meetnet' en het luik 'gerichte inventarisaties' (onderdeel 3.1.1.2 en 4.1.1.3 respectievelijk).

2.2 Theorie analyse indicatoren

2.2.1 Bepalen indicatorwaarden

De basisgegevens voor het bepalen van een indicator zoals degene voorgesteld in deze evaluatie bestaan uit een lijst van waargenomen vogels en hun abundantie op bepaalde plaatsen, bij voorkeur over verschillende jaren. Deze kunnen op verschillende manieren vertaald worden naar een indicator. Als er data beschikbaar zijn over meerdere jaren is het gebruikelijk om de abundanties te herschalen naar een index, waarbij voor het eerste teljaar de soorten een indicatorwaarde 100 krijgen. Door de trends van individuele soorten uit te zetten voor elk jaar van de monitoring kan dan snel een duidelijk inzicht verkregen worden in de procentuele veranderingen in populatiegrootte van elke soort (Gregory *et al.* 2005; van Strien *et al.* 2009). Er bestaan grosso modo vier manieren om deze individuele soortentrends te groeperen in één indicatorwaarde, en deze zijn gekend als 'ecologische', 'gemiddelde', 'AMOEBE' of 'Rode Lijst' indicatoren (Gregory, Strien & Vorisek 2006). Bij een rode lijst indicator worden alleen soorten opgenomen die op de Rode Lijst staan, m.a.w. soorten die in hun voorbestaan bedreigd zijn. In het kader van deze evaluatie is een dergelijke Rode Lijst indicator minder wenselijk. Het PDPO II beleid is erop gericht om de algemene kwaliteit van het leefmilieu op het platteland te verbeteren, en het is onwaarschijnlijk dat opvolgen van Rode Lijst soorten alleen een representatief beeld zal geven van de algemene evolutie van het leefmilieu. Rode Lijst soorten zijn immers, per definitie, soorten die slechts in enkele habitats voorkomen, specifieke vereisten stellen aan hun omgeving of kenmerkende life-history kenmerken hebben. Bijkomend nadeel is dat een dergelijke indicator relatief ongevoelig is aangezien een verandering in de indicatorwaarde alleen zal voorkomen als een soort van een bepaalde zeldzaamheidsklasse verandert naar een andere. AMOEBE staat voor 'Algemene Methode voor Oecosysteem Beschrijving', en bij deze methode wordt een aantal belangrijk geachte 'indicatorsoorten' opgevolgd om de status van een ecosysteem te bepalen op (minstens) twee punten in de tijd, waarbij een meting fungeert als een geïdealiseerd referentiesysteem. Volgende metingen bepalen dan hoever het ecosysteem van het ideale referentiesysteem verwijderd is. Een nadeel hierbij is wel dat het onduidelijk is welke soorten moeten beschouwd worden als representatieve 'indicatorsoorten' terwijl ook het ideale referentiesysteem subjectief is en dus voor discussie vatbaar. Bij een ecologische index worden soorten ingedeeld in bepaalde klassen, bv. naargelang specialisatie (bv. insecteneter vs. granivore soorten) of habitat (bv. bossoorten vs. akkervogels) en wordt de indicatorwaarde berekend voor elke klasse apart. De meest gebruikte methode voor het berekenen van indicatorwaarden is echter de 'gemiddelde indicator', en ook in deze evaluatie werd er gekozen voor het gebruik van (versies van) deze gemiddelde indicator. Bij deze methode worden er geen a priori beslissingen genomen over welke soorten meegenomen worden, en alle soorten krijgen ook hetzelfde gewicht in de berekeningen. De op die manier bekomen waarde geeft de gemiddelde trend voor alle samenstellende soorten. Merk op dat door de focus op vogels in landbouwgebieden er hier dus feitelijk gebruik gemaakt zal worden van een 'gemiddelde ecologische' indicator voor vogels in landbouwgebied. Voor bepaalde vogels, bv. de sterk bedreigde grauwe gors

(*Emberiza calandra*), zal ook een analyse gemaakt worden op soortniveau om te verifiëren of de trend van sterk bedreigde soorten verschilt van de algemene trend.

2.2.2 Opzet monitoringsnetwerk

Cruciaal bij het evalueren van beheermaatregelen zoals de maatregelen mogelijk onder het PDPO II is de methodologische aanpak van de evaluatiestudies. De overgrote meerderheid van dergelijke studies vergelijken indicatorwaarden op percelen met maatregelen met de waarden gevonden op percelen zonder die maatregelen. Deze methode is echter potentieel misleidend (Kleijn & Sutherland 2003). Meerdere studies hebben gevonden dat beheermaatregelen voornamelijk toegepast worden op landbouwpercelen die intrinsiek al een hogere natuurwaarde hebben (Kleijn & van Zijl 2004; Kleijn *et al.* 2009). Ook blijkt dat landbouwers die zich in beheermaatregelen inschrijven vaak al sowieso op een milieuvriendelijker manier aan landbouw doen. Als percelen met en zonder beheermaatregelen dan vergeleken worden zonder hiermee rekening te houden, is het risico groot om een positief effect van de maatregelen te ontdekken dat er in feite niet is. Bijvoorbeeld, in Nederland werd vastgesteld dat er duidelijk hogere densiteiten vogels aanwezig waren op percelen met beheermaatregelen, maar dat deze hogere densiteiten al aanwezig waren voor de aanvang van de maatregelen (Breeuwer *et al.* 2009). Met andere woorden, niet de beheermaatregelen dreven de hogere densiteiten vogels maar wel de habitatkwaliteit van de percelen.

Om dergelijke problemen te vermijden zou, in een ideaal scenario voor evaluatie, alle aanvragen die landbouwers doen voor steun voor beheermaatregelen willekeurig moeten verdeeld worden in een experimentele en een willekeurige categorie. In de percelen in de experimentele categorie worden de beheermaatregelen dan effectief toegepast terwijl in de percelen in de controlecategorie het traditionele landbouwgebruik wordt verder gezet. In beide categorieën moeten ook data verzameld worden over de status van de aanwezige soorten voor, tijdens en na de beheerovereenkomst. Door het contrasteren van de trends van de populaties in experimentele en controlepercelen kan dan uitgemaakt worden of de maatregelen het verwachte effect hebben of niet. Dit is wetenschappelijk gezien de enige methode die effectief uitsluitel kan geven over de effectiviteit van de getroffen maatregelen (Kleijn & Sutherland 2003; Bradbury *et al.* 2004; Mattison & Norris 2005). Meestal is dit echter niet mogelijk - ook niet in deze studie - en moet er dus gezocht worden naar alternatieven. Alternatieve methodes pogen in essentie om eventuele verschillen in habitatkwaliteit (of in andere eventueel belangrijke factoren) op te vangen, zodat een vergelijking tussen percelen met en zonder maatregelen opnieuw mogelijk wordt. In een eerste alternatieve benadering wordt er op zoek gegaan naar landbouwpercelen die in alles identiek zijn, en waar het enige verschil de aan- of afwezigheid van beheermaatregelen is. Dit vereist echter dat er sterk gelijkende percelen kunnen gevonden worden die relatief dicht bij elkaar liggen. De afstand tussen de percelen mag niet te groot zijn omdat anders landschapseffecten of verschillende populatiedynamiek de vergelijking van de percelen kunnen beïnvloeden. De effectiviteit van de maatregelen kan dan ingeschat worden door een paarsgewijze vergelijking van de biodiversiteit op deze percelen te maken (Kleijn & Sutherland 2003). Een ander alternatief is om expliciet rekening te houden met verschillen in habitatkwaliteit. In deze benadering worden alle (of zoveel mogelijk) belangrijke geachte habitatkenmerken op het veld opgemeten of uit (digitale) habitatkaarten afgeleid. Verschillende statistische technieken kunnen dan toegepast worden om de invloed van die habitatkenmerken te scheiden van de invloed van de beheermaatregelen. In deze evaluatie is er gekozen voor deze laatste methode,

zowel voor het luik gebaseerd op de ABV-data als voor de gerichte inventarisaties. Het zoeken van percelen of ABV-rasters met sterk gelijkende habitatkenmerken zou immers kunnen leiden tot een beperkte 'steekproefgrootte', wat het moeilijker maakt om eventuele effecten te ontdekken.

Om na te gaan of de PDPO II maatregelen een gunstig effect hebben op de populaties akker- en weidevogels moet er dus een model opgesteld worden dat de relatie van de biodiversiteit (B) met de PDPO maatregelen (P) nagaat. Zoals hierboven aangehaald is dit niet rechtstreeks mogelijk, omdat er naast de PDPO II maatregelen een groot aantal andere variabelen een rol spelen in het bepalen van het voorkomen en de abundantie van vogelsoorten. Deze variabelen worden gegroepeerd als de covariabelen (C) of habitatkenmerken. Het statistisch model zal pogen om de invloed van P (de PDPO II maatregelen) en C (habitatkwaliteit) op B (soortdiversiteit en – abundantie van akker- en weidevogels) apart te kwantificeren. Dit is een inherent correlatieve benadering wat betekent dat dit alleen mogelijk zal zijn indien P en C niet (sterk) gecorreleerd zijn met elkaar. Met andere woorden, het model zal het meest effectief zijn als het treffen van PDPO II maatregelen niet afhankelijk van de habitatkenmerken. Indien maatregelen echter vooral getroffen worden juist op die plaatsen met een hoge habitatkwaliteit, dan zal het moeilijk zijn om P en C van elkaar los te koppelen. In deze studie worden mogelijke effecten van PDPO II maatregelen dus onderzocht aan de hand van twee deelprojecten, nl. een analyse van het ABV-meetnet en gerichte inventarisaties van broedvogels in een aantal landbouwgebieden verspreid over Vlaanderen. In het eerste luik, nl. de analyse van het grootschalige ABV-meetnet, kan alleen rekening gehouden worden met algemene habitatkenmerken (bv. gemiddelde perceelsgrootte, openheid van het landschap,...) waardoor de op basis van de habitatkenmerken van een rastercel voorspelde aantallen vogels altijd maar een schatting zullen zijn van het reële aantal (zie Kleijn *et al.* 2001 voor een uitgebreide bespreking van de inherente beperkingen van dergelijke analyses). Dit kan aanzien worden als een extra ruisparameter in het model ε_m naast de gewone natuurlijke variatie ε_r . Het model wordt dan als volgt: $B = P + C + \varepsilon_m + \varepsilon_r$

In het tweede luik van deze studie, i.e. de gerichte inventarisaties, is het mogelijk om zowel B (de biodiversiteit) als C (de habitatkenmerken) op een veel gedetailleerdere manier te kwantificeren, waardoor de extra ruisparameter ε_m in deze analyses een stuk kleiner zou moeten zijn. Merk echter op dat de relatie tussen de biodiversiteit, de habitatkenmerken van een perceel en de inzet van PDPO II maatregelen ongetwijfeld complex is, en dat de hier voorgestelde analyse – zoals alle modellen – een (sterke) vereenvoudiging van de realiteit is.

2.3 Indeling PDPO II maatregelen

Aangezien er een groot aantal verschillende maatregelen kunnen getroffen worden om de druk van de intensieve landbouw op het leefmilieu te verlichten, en gezien het de bedoeling is van deze evaluatie om het PDPO II in zijn geheel te evalueren (en niet de specifieke effectiviteit van deze elke maatregel apart), is ervoor gekozen om de bestaande maatregelen in te delen in functionele categorieën (naargelang hun verwacht effect op de biodiversiteit). Voor deze indeling werden naast de door de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) gecoördineerde beheerovereenkomsten (zie onderdeel 1.2) ook rekening gehouden met agromilieumaatregelen zoals de beheerovereenkomst natuur, steun aan biologische landbouw, het toepassen van niet-kerende bodembewerking, de aanplant van groenbedekkers, de teelt van bedrijfseigen plantaardige eiwitbronnen of vlinderbloemige gewassen en steun aan

milieuvriendelijke sierteelt (i.e. maatregelen voor beschermde, intensieve en extensieve sierteelt). Andere maatregelen werden niet weerhouden omdat ze ofwel niet onder het PDPO II programma vallen (bv. geen beheerovereenkomst) of moeilijk terug te brengen zijn op perceels- of kilometerhokniveau (bv. opleiding van landbouwers). Gezien er in deze evaluatie gekozen is om de soortendiversiteit en –abundantie van vogels als indicator te gebruiken, en gezien dat er specifieke beheerovereenkomsten voor de bescherming van akker- en weidevogels bestaan worden deze maatregelen niet mee opgenomen in de functionele categorieën, maar apart geëvalueerd. De andere maatregelen werden aan volgende functionele categorieën toegekend:

1. Maatregelen die een directe invloed kunnen hebben op de algemene biodiversiteit
2. Maatregelen die indirect een invloed kunnen hebben op de algemene biodiversiteit
3. Maatregelen waarvan geen effect verwacht wordt op de biodiversiteit.

Deze indeling werd gehanteerd voor zowel de analyse van het ABV-meetnet als voor de analyse van de gerichte inventarisaties. Tabel 2 toont de indeling van de variabelen in functionele categorieën, samen met het totaal aantal hectare landbouwgrond dat onder die maatregelen valt, in geheel Vlaanderen en in het ABV-meetnet specifiek.

Tabel 2 Indeling van de PDPO II maatregelen en het aantal hectare landbouwgrond waarop deze maatregelen van toepassing zijn, in Vlaanderen en in de 500 landbouwbokken van ABV-meetnet.

Direct effect	Indirect effect	Geen effect	Akkervogels	Weidevogels
10618 ha	79766 ha	36092 ha	112 ha	764 ha
502 ha (ABV)	4763 ha (ABV)	1940 ha (ABV)	8 ha (ABV)	44 ha (ABV)
Botanisch beheer	Erosiebestrijding	BO water		
Bescherming hamster	Niet-kerende bodembewerking	Bedrijfseigen plantaardige eiwitbronnen		
Kleine landschapselementen	Groenbedekkers	Beschermde sierteelt		
BO natuur	Mechanische onkruidbestrijding	Extensieve sierteelt		
Vergoeding natuur		Intensieve sierteelt		
Perceelsrandbeheer		Vlinderbloemige gewassen		
Biologische productiemethode				

2.4 ABV-meetnet en gericht inventarisaties

Zoals in onderdeel 1.3.2 al aangegeven zal de indicator berekend worden op twee verschillende datasets, waarbij het ABV-meetnet het voordeel heeft dat het informatie verschaft over de toestand van vogels in geheel Vlaanderen terwijl de gerichte inventarisaties in staat zijn om een veel gedetailleerder beeld te geven van zowel de status van de vogelpopulaties op het platteland als van de daar aanwezige habitats. In onderdeel 3 wordt eerst de analyse en de resultaten van het ABV-meetnet besproken, daarna volgen de gerichte inventarisaties in onderdeel 4.

3 Analyse ABV-meetnet

3.1 Methodes

3.1.1 Biodiversiteitsindicator

3.1.1.1 ABV-meetnet

Om het effect van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit in te schatten maakt deze studie gebruik van de diversiteit en abundantie van broedvogels in landbouwgebied. De data nodig voor het berekenen van deze indicator worden in dit eerste luik afgeleid uit het meetnet Algemene Broedvogels Vlaanderen (Vermeersch & Lewylle 2007). Het ABV meetnet geeft een representatief beeld van de in Vlaanderen aanwezige broedvogels en heeft als doel om de evolutie van de verspreiding en de populatie van algemene broedvogels in Vlaanderen op te volgen. Het meetnet omvat 1.200 steekproefhokken van 1 km² aselekt verspreid over Vlaanderen en gestratificeerd volgens zes landgebruiken of biotopen. De meest voorkomende biotoop is het landgebruik 'landbouw', dat met 500 steekproefhokken vertegenwoordigd is. In elk steekproefhok worden de aantallen van de aanwezige broedvogels driejaarlijks ingetekend volgens een vaste methodiek. Jaarlijks worden 400 steekproefhokken gemeten, zodat het ganse meetnet in een driejaarlijkse cyclus bemeaten wordt. Voor ieder van deze hokken zijn er 3 observatierondes verspreid over het voorjaar, waarbij telkens 6 punten binnen een hok bemonsterd worden. De grote kracht van dit meetnet is dat het een aselechte steekproef is over gans Vlaanderen, zowel globaal als per stratum en dat er met een eenvoudige, gestandaardiseerde inventarisatiemethode gewerkt wordt. De gegevens van dit meetnet zijn daardoor representatief voor geheel Vlaanderen en van een hoge betrouwbaarheid. Er dient wel opgemerkt te worden dat het ABV-meetnet ontworpen is voor het opvolgen van de evolutie van algemene broedvogels in Vlaanderen, en niet specifiek voor het evalueren van PDPO II maatregelen. Dit brengt met zich mee dat er moet nagegaan worden in welke mate dat de PDPO II maatregelen vertegenwoordigd zijn in de ABV- steekproefhokken in landbouwgebruik. Om deze maatregelen te evalueren is immers een sterke gradiënt aan PDPO II maatregelen nodig, en gezien het opzet van het ABV-meetnet is het niet gegarandeerd dat dit meetnet over voldoende '*statistische power*' beschikt om effecten van PDPO II maatregelen te kunnen aantonen.

Hoewel het ABV meetnet 1200 hokken bevat is er momenteel slechts informatie beschikbaar over 727 hokken. Specifiek voor landbouwgebied is er informatie over 326 van de 500 hokken. De analyse zal zich dan ook beperken tot deze hokken. De informatie in deze hokken is nog niet compleet omdat nog niet alle gegevens aanwezig zijn van de 3 observatierondes. Verder zijn ook niet altijd alle 6 de punten binnen het kilometerhok opgemeten (bv. omdat ze niet bereikbaar waren).

3.1.1.2 Selectie indicatoren gebaseerd op ABV-meetnet

Om een indicator op te stellen moet eerst gedefinieerd worden wat de afhankelijke variabele is die de biodiversiteit moet uitdrukken. Door de aard van het ABV meetnet kan de biodiversiteitsindicator zich richten op de soortensamenstelling of op het aantal vogels. Beide sporen zijn verkend en er is gekozen om enkel te werken met de soortensamenstelling, namelijk het aantal voorkomende soorten die binnen het opname seizoen binnen een kilometerhok werden gedetermineerd. Omdat niet alle vogelsoorten relevant zijn voor landbouwgebied worden volgende indicatoren gebruikt:

- Aantal gevonden soorten binnen een kilometerhok
- Aantal soorten akkervogels binnen een kilometerhok
- Aantal soorten weidevogels binnen een kilometerhok

Uit Tabel 3 en Tabel 4 blijkt dat een groot aantal soorten die ingedeeld zijn bij de akkervogels frequent voorkomen, dit in tegenstelling tot weidevogels die meestal maar in een beperkt aantal hokken voorkomen. Dit heeft als gevolg dat een index gebaseerd op weidevogels minder statistische power zal hebben om het effect van PDPO II maatregelen in te schatten. Er is ook overwogen om een indicator op te stellen op basis van soorten die behoren tot de Europese SEBI indicator (*Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators*, nl. houtduif, spreeuw, kievit, boerenzwaluw, veldleeuwerik, grasmus, gele kwikstaart, torenvalk, ringmus, geelgors, grutto, tortel, putter, grauwe gors en paapje). Van deze soorten worden echter alleen paapje en grutto als weidevogel beschouwd, en een SEBI indicator zou dus een sterke overeenkomst vertonen met de akkervogelindicator. Uiteindelijk is de analyse uitgevoerd met als indicator de totale soortendiversiteit, de diversiteit aan akkervogels en de diversiteit aan weidevogels. Naast deze indicatoranalyses zal ook voor 9 SEBI soorten individueel het effect van de PDPO maatregelen worden nagegaan.

Tabel 3 Overzicht indeling akkervogelsoorten en hun voorkomen in de 326 ABV landbouwhokken waarvoor gegevens beschikbaar zijn. Vetgedrukt zijn SEBI soorten.

Soort	ABV hokken				
Houtduif	321	Groenling	158	Tortel	28
Zwarte kraai	293	Grasmus	152	Roek	26
Spreeuw	289	Gele kwikstaart	150	Rietgors	24
Kievit	281	Patrijs	136	Bruine kiekendief	16
Huismus	274	Ringmus	120	Putter	15
Turkse tortel	260	Torenvalk	120	Grauwe gors	13
Ekster	257	Graspieper	115	Blauwe kiekendief	4
Fazant	236	Kneu	110	Goudplevier	0
Kauw	232	Geelgors	59	Kerkuil	0
Witte kwikstaart	223	Blauwborst	33	Smelleken	0
Holenduif	200	Steenuil	28	Velduil	0
Veldleeuwerik	170				

Tabel 4 Overzicht indeling weidesoorten en hun voorkomen in de 326 ABV landbouwhokken waarvoor gegevens beschikbaar zijn. Vetgedrukt zijn SEBI soorten.

Soort	ABV hokken				
Wilde eend	224	Kokmeeuw	21	Paapje	1
Scholekster	113	Slobeend	11	Watersnip	1
Bergeend	39	Tureluur	9	Visdief	0
Meerkoet	36	Kluut	8	Zomertaling	0
Grutto	33	Kuifeend	6	Kemphaan	0
Wulp	32	Wintertaling	6	Kwartelkoning	0
Kwartel	25	Krakeend	4	Zwarte stern	0
Roodborsttapuit	23				

3.2 Variabelen

3.2.1 Inleiding

Aangezien hier gewerkt wordt met de gegevens uit het ABV meetnet en dit meetnet resultaten geeft per kilometerhok, zullen zowel de impactvariabelen als de verklarende variabelen in deze schaal worden uitgedrukt. Dit wil zeggen dat informatie die wel op perceelsniveau aanwezig is, toch zal worden verschaald naar het kilometerhok niveau. Daardoor kunnen alle analyse op hetzelfde schaalniveau plaatsvinden. Het valt echter niet uit te sluiten dat er door deze transformaties informatie verloren gaat (i.e. verlies aan detail) en het is mogelijk dat deze schaal niet optimaal is om het effect van perceelsgebonden maatregelen na te gaan.

3.2.2 PDPO II maatregelen

Dit is de belangrijkste groep aan variabelen omdat de doelstelling is om de impact van deze maatregelen op de biodiversiteit te onderzoeken (zie onderdeel 2.3 en tabel 2).

3.2.2.1 Transformaties van PDPO II maatregelen

Om de statistische eigenschappen van de PDPO II maatregelen te verbeteren zal niet gewerkt worden met de absolute oppervlaktes per hok, maar met de relatieve oppervlakte van de maatregelen. Hiervoor wordt de absolute oppervlakte van de percelen waarin een bepaald type maatregelen ligt gedeeld door de oppervlakte van het respectievelijke hok dat binnen de grenzen van Vlaanderen ligt. Met andere woorden, een kilometerhok waarin 20 ha landbouwgrond ligt dat onder PDPO II maatregelen beheerd wordt zal een waarde van 0.2 krijgen indien dat kilometerhok volledig in Vlaanderen ligt ($20 \text{ ha} / 1 \text{ km}^2$). Indien dit hok op de grens ligt, en het hok bv. voor slechts 50% in Vlaanderen gesitueerd ligt, dan zal dit hok een waarde van 0.4 krijgen ($20 \text{ ha} / 0.5 \text{ km}^2$). Deze maat wordt dan nog eens via een logit getransformeerd om een meer normale verdeling te benaderen en extreme waarden niet teveel te laten doorwegen. De maat die dus gebruikt wordt is de logit van de relatieve oppervlakte van de percelen waar een maatregel aanwezig is per kilometerhok. De namen van deze variabelen zullen in dit geval vooraf gegaan worden door de afkorting "lr" (logit-relatief) tijdens de analyse (zie bijlage 1 voor meer informatie over deze transformatie).

3.2.2.2 Opmerkingen

Bij het gebruik en de interpretatie van de resultaten moet er rekening gehouden worden met het feit dat de PDPO II maatregelen en de voor de indicatorberekening gebruikte broedvogeldata verschillen in ruimtelijke schaal en tijd. Zoals hierboven beschreven worden alle variabelen herschaald naar een resolutie van 1 km² en worden de PDPO II maatregelen niet individueel geanalyseerd, maar gegroepeerd in functionele categorieën en uitgemiddeld per kilometerhok. Deze schaal (1 km²) is een geschikte resolutie voor landschapsstudies, maar is mogelijk te 'ruw' om in overeenstemming te zijn met de homeranges en het habitatgebruik van verschillende akker- en weidevogels. Het groeperen van de PDPO II maatregelen in een beperkt aantal groepen (directe, indirecte, geen verwachte impact op algemene biodiversiteit) is nodig om een goed beeld te krijgen over de impact van het globale pakket aan PDPO II maatregelen. Op Vlaamse schaal zou het immers erg moeilijk zijn om een voldoende sterke intensiteitgradiënt te krijgen voor iedere maatregel afzonderlijk. Om de intensiteit aan PDPO II maatregelen te berekenen werd er gebruik gemaakt van de EPR 2008 laag (Eenmalige PerceelsRegistratie), maar werd er geen rekening gehouden met het aantal jaren dat een bepaalde maatregel op een bepaald perceel werd toegepast. Met andere woorden, op sommige percelen zullen bepaalde maatregelen al jaren in voege zijn terwijl ze op andere percelen net opgestart zijn. Dit zal mogelijks een extra ruisbron worden in het model. Maatregelen specifiek voor akkervogels en weidevogels zijn hier ook opgenomen, maar zullen in de analyse minder betrokken worden. Akkervogelmaatregelen zijn slechts in 2010 van start gegaan terwijl de beschikbare ABV-tellingen dateren van de periode 2007 – 2009. Weidevogelmaatregelen zijn al langer actief, maar worden slechts op een erg beperkt aantal hectare toegepast, waardoor deze op Vlaamse landschapsschaal moeilijk te analyseren zijn. Merk op dat luik 2 van deze studie, de gerichte inventarisaties, er specifiek op gericht is om voldoende percelen onder akker- en weidevogelmaatregelen te omvatten zodat deze daar wel mee opgenomen kunnen worden in de analyses.

Ook moet er opgemerkt worden dat de intensiteit aan PDPO II maatregelen per kilometerhok berekend wordt aan de hand van de oppervlaktes van de percelen onder beheer in dat hok. Daardoor telt de inzet binnen een groot perceel van een kleine hoeveelheid maatregelen mee voor de volledige grootte van het perceel, terwijl een kleiner perceel met intensievere PDPO II maatregelen slechts meetelt voor de grootte van dit kleinere perceel. Bv. op een perceel van 5 ha met een weidevogelbeheerovereenkomst wordt de volledige 5 hectare ook effectief beheerd. Een perceel van 25 hectare met een overeenkomst perceelsrandenbeheer en waarop perceelsranden van bv. 10 m breed op aangelegd zijn heeft een effectief beheerde oppervlakte van slechts ± 2 ha, maar telt wel mee als 25 ha bij de berekening van de intensiteit aan maatregelen per kilometerhok. Als laatste opmerking dient gezegd te worden dat er op eenzelfde perceel zowel directe als indirecte maatregelen aanwezig kunnen zijn. In deze analyse is ervoor gekozen om deze percelen te laten meetellen voor zowel indirect als direct effect. Zo kan een beter beeld gekregen worden over de verschillende groepen maatregelen heen.

3.2.3 Habitatvariabelen

3.2.3.1 Beschrijving

Om de effecten van PDPO II maatregelen te kunnen ontdekken moet er rekening gehouden worden met de habitatkwaliteit. Zoals al eerder vermeld kan de habitatkwaliteit per kilometerhok op Vlaamse schaal maar gemodelleerd worden aan de hand van een aantal algemene habitatvariabelen. De habitatkwaliteit van een bepaald hok op basis van die algemene kenmerken is natuurlijk slechts een benadering van de echte kwaliteit dat hok, maar omdat de habitatkwaliteit (minimum) deels in rekening gebracht is, is de kans groter dat als er effectief een PDPO II effect is, het ook duidelijker naar boven komt dan mocht er geen rekening gehouden worden met deze habitatkenmerken.

Voor dit deelproject worden 3 groepen habitatvariabelen onderscheiden, namelijk de historische populatie aan de hand van de broedvogelatlas, de teelten aan de hand van de EPR laag van 2008, de landschappelijke geschiktheid aan de hand van dezelfde EPR laag en een eerder door het INBO ontwikkelde openheidindex.

3.2.3.2 Bepaling van de historisch aanwezige populatie

Omdat er in het ABV meetnet nog geen herhalingen over de tijd aanwezig zijn en er ook geen gegevens zijn van voor het in voege treden van het PDPO II wordt de nultoestand benaderd door de aan- of afwezigheid van soorten te voorspellen op basis van de ruwe data van de broedvogelatlas (Vermeersch *et al.* 2004). Deze voorspelling wordt gemaakt zowel voor het aantal aanwezige soorten in een hok als de kans op aanwezigheid van een individuele soort. Deze inschatting zal dienen als een maat voor habitatgeschiktheid van een bepaald hok. In beide gevallen wordt eerst de gemiddelde waarde genomen van de aangrenzende kilometerhokken, welke gebruikt worden om via een 'kriging' techniek het aantal soorten resp. de kans op het voorkomen van een bepaalde soort te modelleren. Kriging is een veel gebruikte methode voor de interpolatie van ruimtelijke gegevens (Laslett 1994), en in deze studie werd er gebruik gemaakt van 'blok kriging', waarbij er vier telpunten binnen een hok gesimuleerd werden in plaats van 1 waarde per hok. Maximaal 200 omliggende hokken binnen een straal van 50km werden gebruikt als basis voor de voorspelling. Deze voorspelde waarden werden dan gebruikt om de historisch aanwezige populatie binnen de ABV hokken te bepalen. Voor het aantal soorten is dat een gemiddeld aantal soorten, voor de evaluatie per soort is dat een trefkans om een soort te vinden. Het gemiddeld aantal soorten zal later in de modelbouw in de $\log_{10}(X+1)$ schaal worden uitgedrukt. Doordat de broedvogelatlas een andere telmethode gebruikt en deze waarden ook al van jaren voor het ABV meetnet dateren, zal deze variabele de habitatgeschiktheid slechts deels kunnen modelleren. Daarom worden ook heel wat andere variabelen nog in rekening gebracht zoals teelten en landschappelijke geschiktheid.

3.2.3.3 Teeltkeuze

Uit de EPR laag (2008) wordt de oppervlakte van iedere teelt binnen een hok bepaald. Aangezien er meer dan 100 teeltsoorten zijn in deze laag, worden deze ingedeeld in een 14-tal categorieën (zie tabel 5 en bijlage 2). Net als bij de PDPO II maatregelen zal hier worden gewerkt met de oppervlakte van de teelten per kilometerhok met broedvogelgegevens. Ook hier wordt een logit transformatie van de relatieve oppervlakte van een bepaalde teelt in het hok gebruikt. De oppervlakte van iedere teeltgroep zal als onafhankelijke variabele in het model opgenomen worden.

3.2.3.4 Landschappelijke geschiktheid en landgebruik

Naast de inschatting van de historisch aanwezige populaties en de aanwezige landbouwteelten zal per kilometerhok ook rekening gehouden worden met de totale oppervlakte aan landbouwpercelen, het totaal aantal landbouwpercelen, de gemiddelde oppervlakte van deze percelen en een openheidsindex. Deze openheidsindex is gebaseerd op de afstand tot verticale structuren zoals urbane gebieden en bossen en werd meegenomen omdat de openheid van het landschap van cruciaal belang is voor een aantal belangrijke landbouwsoorten (bv. veldleeuwerik). Net als bij de PDPO II maatregelen zal voor de EPR landbouwoppervlakte een logit transformatie van de relatieve oppervlakte gebruikt worden. Voor het aantal aanwezige percelen en de gemiddelde oppervlakte van de percelen is geen transformatie nodig. Voor de openheidsindex wordt een logit transformatie gebruikt rechtstreeks op de index.

3.3 Statistische verwerking

3.3.1 Verkennende analyses

In een verkennende analyse worden eerst de relaties tussen de verschillende variabelen onderling en de invloed van deze variabelen op de impactindicator grafisch weergegeven. Deze univariate analyse (i.e. de relaties gevonden tussen elke variabele en de impactindicator) is echter niet voldoende om conclusies te kunnen trekken, daar verschillende variabelen (e.g. openheidsindex, gemiddelde perceelsoppervlakte,...) samen een invloed kunnen uitoefenen op de impactindicator (i.e. soortdiversiteit of -abundantie). Daarom wordt ook gebruik gemaakt van een meervoudig regressiemodel, dat de mogelijke effecten van alle potentieel belangrijke variabelen samen in rekening brengt. Merk op dat de patronen gevonden in een univariate analyse en een regressiemodel van elkaar kunnen verschillen, bv. omdat meerdere variabelen gecorreleerd zijn met elkaar of omdat een bepaalde invloed foutief aan een bepaalde variabele wordt toegeschreven omdat een andere belangrijke variabele niet aanwezig is in het model.

In eerste instantie zal het voorkomen van broedvogels in de dataset worden bestudeerd alsook hoe representatief de ABV steekproef is voor het voorkomen van PDPO II maatregelen en hoe deze maatregelen verspreid liggen over Vlaanderen. Dit wordt grafisch voorgesteld. Voor de representativiteit van de steekproef wordt de verdeling van PDPO II maatregelen in alle aanwezige hokken vergeleken met deze die enkel in de steekproef voorkomen. Voor een representatieve steekproef zouden beide sterk gelijkend moeten zijn. In tweede instantie zal worden onderzocht of er correlaties zijn tussen de verschillende verklarende variabelen, door deze 2 aan 2 te vergelijken of via een PCA analyse. PCA (Principale Componenten Analyse) is een statistische techniek een techniek is om een groot aantal (onderling gecorreleerde) variabelen samen te vatten in een beperkt aantal nieuwe, ongecorreleerde variabelen die met de term 'componenten' aangeduid worden. Deze analyses zullen uitgevoerd worden op zowel de PDPO II maatregelen als de habitatvariabelen. Tenslotte zal ook grafisch nagegaan worden of er een te verwachten relatie is tussen de impactindicator en de verklarende variabelen. Hiervoor worden ook gewone 'scatterplots' gebruikt met toevoeging van een trendlijn om meer inzicht te krijgen in de patronen.

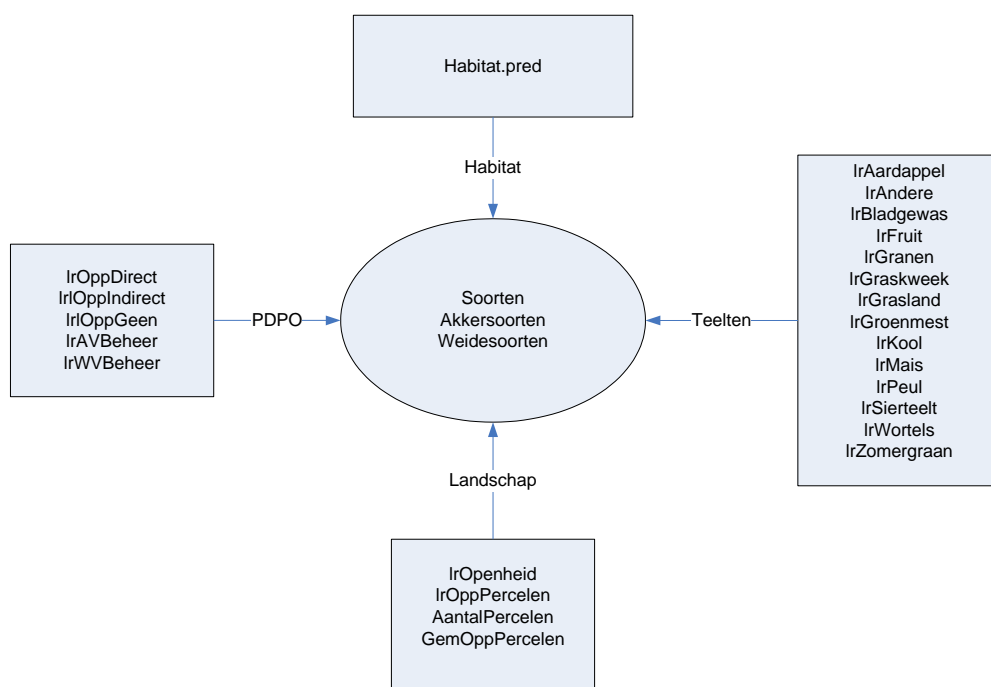
3.3.2 Algemene modelbouw

Zoals eerder vermeld zal de impactindicator (B) worden uitgedrukt in functie van de PDPO II maatregelen (P) en habitatkenmerken (C). Fig. 3 geeft schematisch weer

welke variabelen allemaal gebruikt worden voor de modelbouw. In deze figuur zijn naast de 3 groepen PDPO maatregelen (direct, indirect, geen verwacht effect) ook nog de specifieke maatregelen (akkervogels (AV) en weidevogels (WV)) opgenomen. Deze zullen echter niet verder gebruikt worden, ofwel omdat de oppervlakte onder beheer te klein was om in deze grootschalige analyse opgenomen te worden (vnl. weidevogels) of omdat de beheerovereenkomsten nog niet actief waren op in de periode waarin de ABV broedvogeldata verzameld zijn (vnl. akkervogels).

Hier is gekozen om een gewone 'algemene kleinste kwadraten' model (gls, *generalized linear squares*) te gebruiken. Deze techniek is gekozen in plaats van een gewoon lineair model, omdat zo rekening kan gehouden worden met ruimtelijke correlatie (i.e. het feit dat locaties die dicht bij elkaar liggen gelijkaardige waarden kunnen hebben voor meerdere variabelen en dus geen onafhankelijke datapunten voorstellen). Het aantal soorten broedvogels, akkervogels of weidevogels is hier de afhankelijke variabele (i.e. de impactindicator) en de onafhankelijke variabelen zijn deze die eerder besproken zijn. Er is standaard gekozen voor een exponentiële ruimtelijke correlatiestructuur om de ruimtelijke correlatie in rekening te brengen. Eerst werd het model opgesteld met alle beschikbare variabelen en dan werd via een stapfunctie op basis van het AIC criterium (Burnham & Anderson 2002a) de variabelen geëlimineerd die geen impact hebben op de biodiversiteit. Het AIC (Akaike Information Criterium) is een vaak gebruikte evaluatiestatistiek die het optimaal compromis zoekt tussen de verklarende kracht van het model (i.e. het aantal weerhouden variabelen) en de generaliseerbaarheid van dat model (i.e. vermijden van te complexe modellen). Het resulterende model werd dan nog verder geëvalueerd door de verklarende kracht van elke weerhouden variabele na te gaan. Het is immers mogelijk dat een variabele volgens het AIC criterium 'nuttige' informatie aan het model toevoegt, maar dat de verklarende kracht ervan in feite eerder beperkt is. In het statistisch model met ruimtelijke correlatiestructuur is het technisch niet eenvoudig om de verklarende kracht van individuele variabelen in te schatten, en daarom werd deze afgeleid uit een analoog lineair model zonder ruimtelijke correlatiestructuur.

Om te valideren of de modellen wel geldig waren, is gebruik gemaakt van enkele eenvoudige grafische testen op de genormaliseerde residuele waarden. De normaliteit van die residuen is nagegaan door middel van een histogram dat een normale curve zou moeten volgen en een zogenaamd 'qqplot', waarbij alle waarnemingen exact op een diagonale lijn liggen bij perfect normale verdeling. Verder wordt ook een *semivariogram* gebruikt om te onderzoeken of er nog ruimtelijke correlatie over is (i.e. of het model erin geslaagd is om afdoende rekening te houden met de (eventuele) ruimtelijke structuur van data). Indien er geen correlatie is verwachten we een quasi horizontale lijn waarop de punten liggen. Tenslotte wordt ook gekeken naar de residuen in functie van de fit. Hier wordt zowel gekeken dat de variabiliteit gelijk blijft bij toenemende gefitte waarde en of er geen patronen meer aanwezig zijn, wat zou wijzen op een ernstige tekortkoming in het model.



Figuur 3 Schematische voorstelling van het model dat wordt gebruikt om een indicator voor de effectiviteit van PDPO II maatregelen te ontwikkelen.

3.3.3 Specifieke analyses

De invloed van PDPO II maatregelen op de impactindicator zal op twee verschillende manieren getoetst worden. Een eerste spoor is om een algemene indicator (bv. het aantal akkervogelsoorten) te gebruiken, wat informatie oplevert over de impact van de verschillende maatregelen op de algemene biodiversiteit van akker- en weidevogels. Een tweede spoor is dat voor de 9 meest voorkomende akkervogelsoorten uit de SEBI lijst een apart model opgesteld zal worden, waarbij de abundantie van elke soort apart gerelateerd zal worden aan de hand van de habitatvariabelen en de PDPO II maatregelen. Hieruit kan dan afgeleid worden of bepaalde PDPO II maatregelen een effect hebben op bepaalde soorten. Het enige verschil in verklarende variabelen tussen de 2 sporen is dat nu de habitatvoorspelling (kans op voorkomen) voor de individuele soorten gebruikt wordt. Verder wordt de abundantie van elke soort getransformeerd volgens de formule $\ln(X+1)$ om betere statistische eigenschappen te bekomen zodat er kan gewerkt worden met een *g/s* model gebaseerd op een normale verdeling van de data.

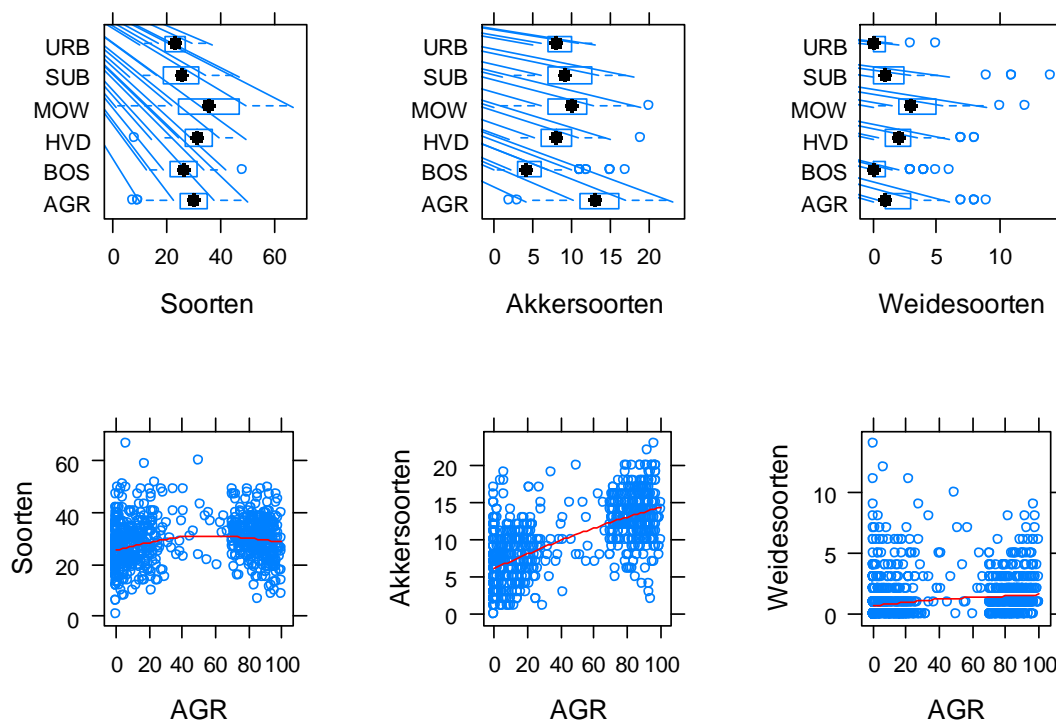
3.4 Resultaten

3.4.1 Resultaten verkennende analyse

3.4.1.1 Voorkomen broedvogels

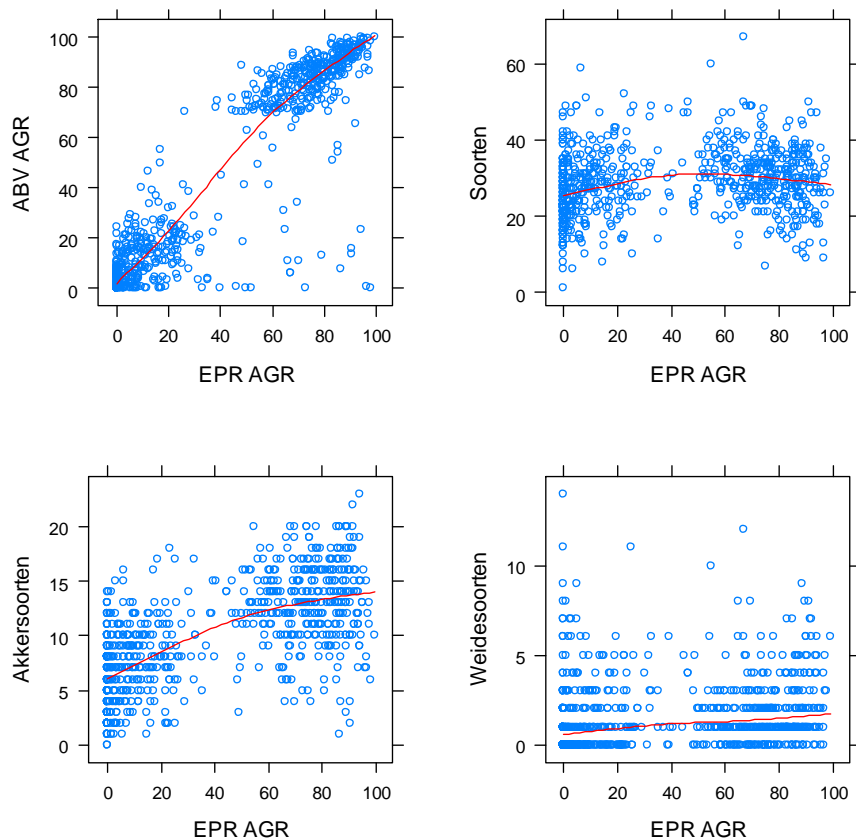
In alle strata (landschapstypes) van het ABV meetnet komen meerdere soorten voor. De indeling in deze strata is gebaseerd op de biologische waarderingskaart. Gemiddeld genomen komen ongeveer 30 à 40 soorten voor in een bemonsterd kilometerhok (Fig. 4), onafhankelijk van het stratum. Er komen dus niet meer

soorten voor als er meer landbouwgebied is. Indien enkel wordt gekeken naar akkersoorten dan ligt het aantal akkersoorten hoger in landbouwgebied, maar ook in alle andere strata komen vrij veel akkervogels voor. De hoeveelheid weidesoorten daarentegen lijkt geen verband te houden met de hoeveelheid landbouwgebied.



Figuur 4 Voorkomen broedvogels in de verschillende strata van ABV (Urbaan, Suburbaan, Moeras open water, Heide Vennen Duinen, Bos, Landbouw) en het verband met het percentage landbouwgebied.

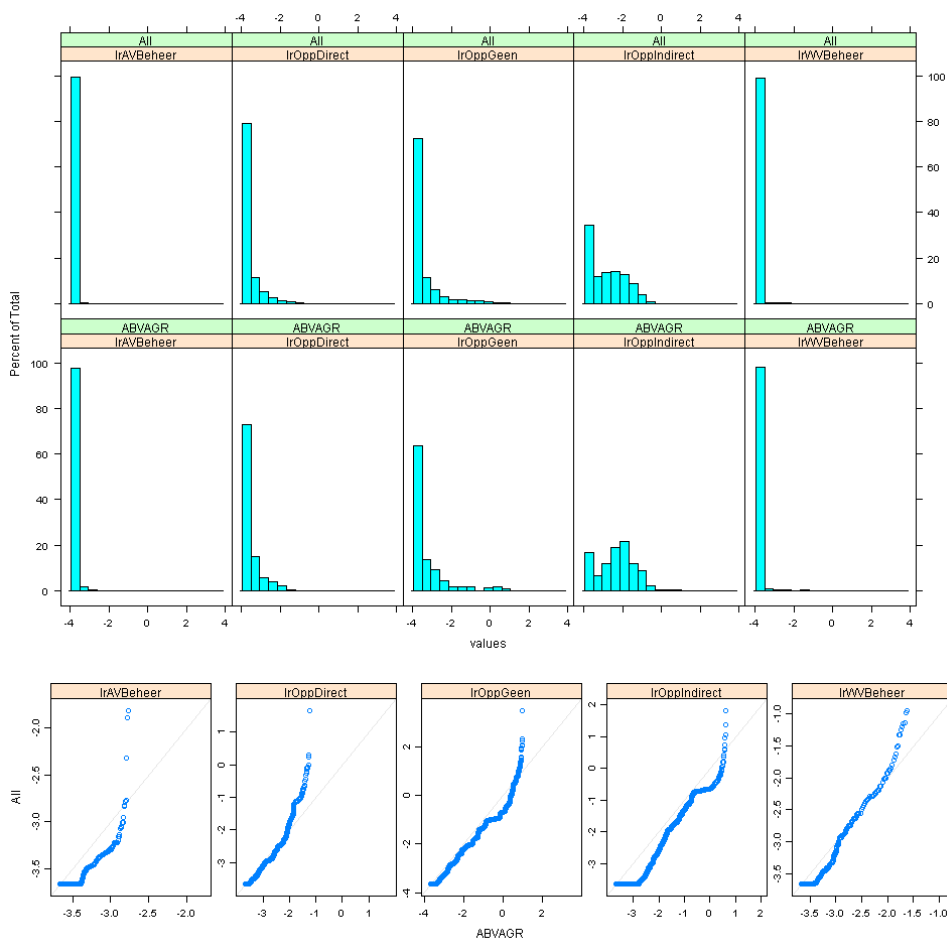
Verder valt op dat er slechts weinig meetpunten zijn met tussen de 35 en 65% landbouwgebied. Dit is veroorzaakt door de stratificatie per biotooptype (Onkelinx *et al.* 2008). Uit Fig. 5 blijkt dat er een duidelijk verschil is tussen het landbouwgebied afgebakend in het ABV meetnet op basis van de biologische waarderingskaart en het landbouwgebied op basis van de geregistreeerde percelen in de EPR laag. Dit verschil kan gemakkelijk verklaard worden doordat beide methoden andere definities hanteren om landbouwgebied af te bakenen. De biologische waarderingskaart kijkt puur naar het landschappelijke aspect en bevat dus ook informatie over hobbylandbouw, natuurgebieden, ... terwijl de EPR laag enkel de professionele landbouw in rekening brengt. Merk op dat percelen onder natuurbeheer niet mee opgenomen zijn in de analyses van deze studie. Voor de meeste hokken is het verschil tussen beide methoden niet zo groot, maar er zijn wel uitzonderingen. Fig. 5 bevat analoge grafieken als Fig. 4, maar nu met de indeling in landbouwgebied op basis van de EPR laag. De resultaten zijn echter volledig analoog.



Figuur 5 De hoeveelheid landbouwgebied in een steekproefhoek verschilt tussen de BWK en de EPR laag. Dit komt omdat de EPR laag alleen de professionele landbouw in rekening brengt terwijl de BWK een ruimere definitie van landbouw hanteert (bv. ook hobbylandbouw).

3.4.1.2 Representativiteit steekproef

Er werd ook nagegaan of de ABV dataset een representatief beeld vormt van de inzet aan PDPO II maatregelen in Vlaanderen. Dit is nagegaan door grafisch de verdeling van de PDPO II maatregelen in de steekproef te vergelijken met deze van alle kilometerhokken in de EPR laag. Uit de histogrammen in Fig. 6 blijkt dat de verdeling in de steekproef maar beperkt verschilt van deze in de populatie. Door de kwantielen van beide verdelingen met elkaar te vergelijken kon meer in detail nagegaan worden in welke mate ze overeenstemmen. De overeenstemming is over het algemeen groot, en alleen in de hogere regionen (i.e. hogere waarden) is er wat afwijking.

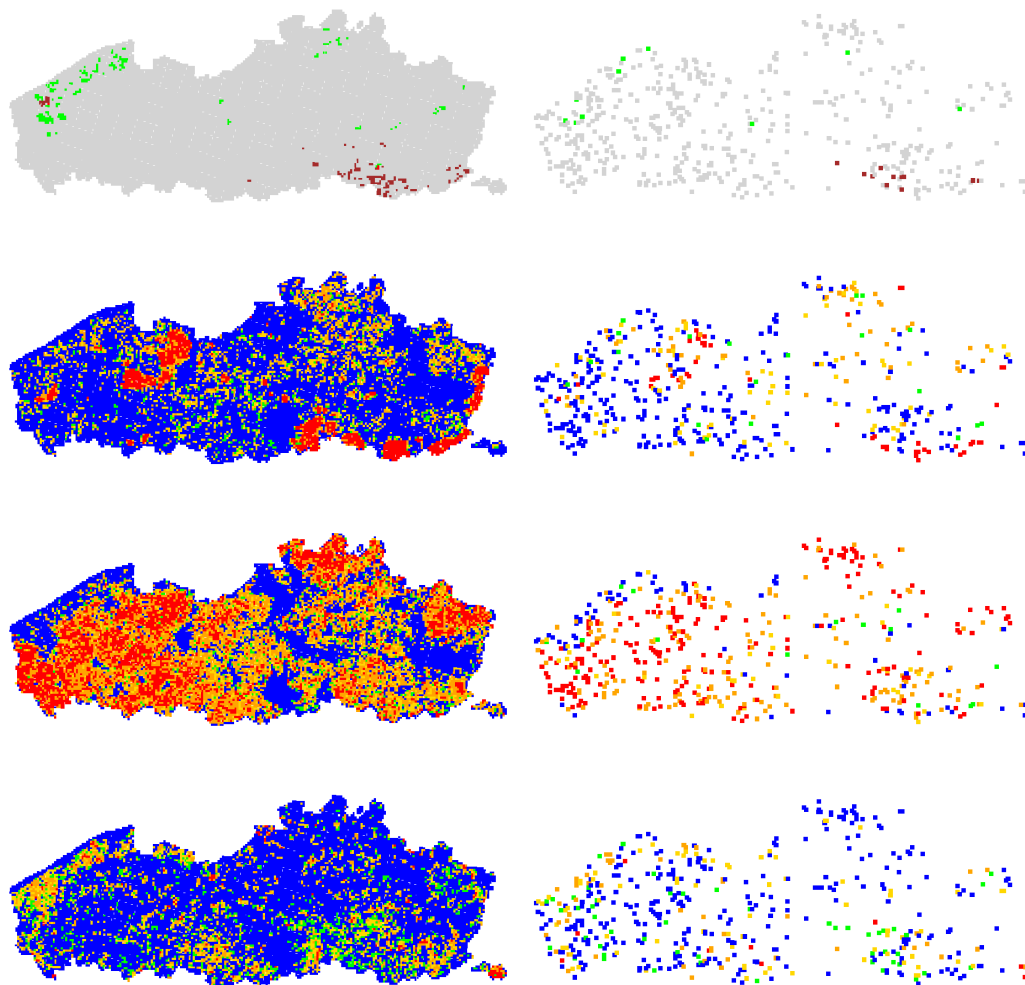


Figuur 6 Representiviteit PDPO II maatregelen in ABV steekproefhokken.

Fig. 7 toont hoe de PDPO II maatregelen verdeeld liggen over Vlaanderen (linkerkolom) en vergelijkt deze met de verdeling binnen de ABV steekproef (rechterkolom) van landbouwhokken. Op de bovenste lijn van Figuur 7 staat de verdeling van akker- en weidevogelmaatregelen. Deze worden vrij goed opgenomen door de steekproef, enkel de akkervogel maatregelen in West-Vlaanderen komen niet voor in de steekproef. Hier dient opgemerkt te worden dat, op Vlaamse schaal bekeken, akker- en weidevogelmaatregelen erg weinig voorkomen waardoor ze ook in de ABV steekproef zeldzaam zijn. De andere deelFiguren bevatten informatie over de PDPO II maatregelen, meer specifiek onderaan deze met direct verwacht effect, daarboven de maatregelen met een indirect verwacht effect en daarboven deze maatregelen zonder verwacht effect op de biodiversiteit. Alle blauwe punten komen overeen met hokken waar geen van deze maatregelen aanwezig zijn. De hokken waar wel maatregelen voorkomen zijn rood ingekleurd, en hoe intenser de kleur, hoe meer maatregelen voorkomen in dat hok. De drempelwaarden in de voor 0 en 1 gecorrigeerde logitschaal liggen op $-3.66 (= 0)$, $-3.5 (\sim 0.5\%)$, $-3 (\sim 2.5\%)$, $-2 (\sim 10\%)$. Het is duidelijk dat indirecte maatregelen veruit het meeste voorkomen en enkel ontbreken in enkele specifieke gebieden zoals de kustpolders. Maatregelen zonder verwacht effect daarentegen komen vooral voor in het zuiden van Brabant en Limburg, aan de grensmaas en in de Gentse kanaalzone. In mindere mate komen ze voor in de kempen. Maatregelen met direct effect komen vooral voor in

de kustpolders en in het zuiden van Vlaanderen, maar in veel mindere mate dan de andere maatregelen.

Dit betekent dat de PDPO II maatregelen vrij sterk gecorreleerd zijn met de regio, en dus niet op een willekeurige manier over Vlaanderen verspreid liggen. In dit onderdeel wordt een statistisch model met een ruimtelijke correlatiestructuur gebruikt (zie onderdeel 3.3.2), en dit model zou idealiter een eventueel regio-effect van de impact van PDPO II maatregelen van elkaar moeten kunnen scheiden. Merk op dat in onderdeel 4 (gerichte inventarisaties) dit regio effect minder belangrijk zal zijn daar het proefopzet van de gerichte inventarisaties poogt om te garanderen dat er in eenzelfde regio zowel locaties voorkomen met veel als met weinig maatregelen.

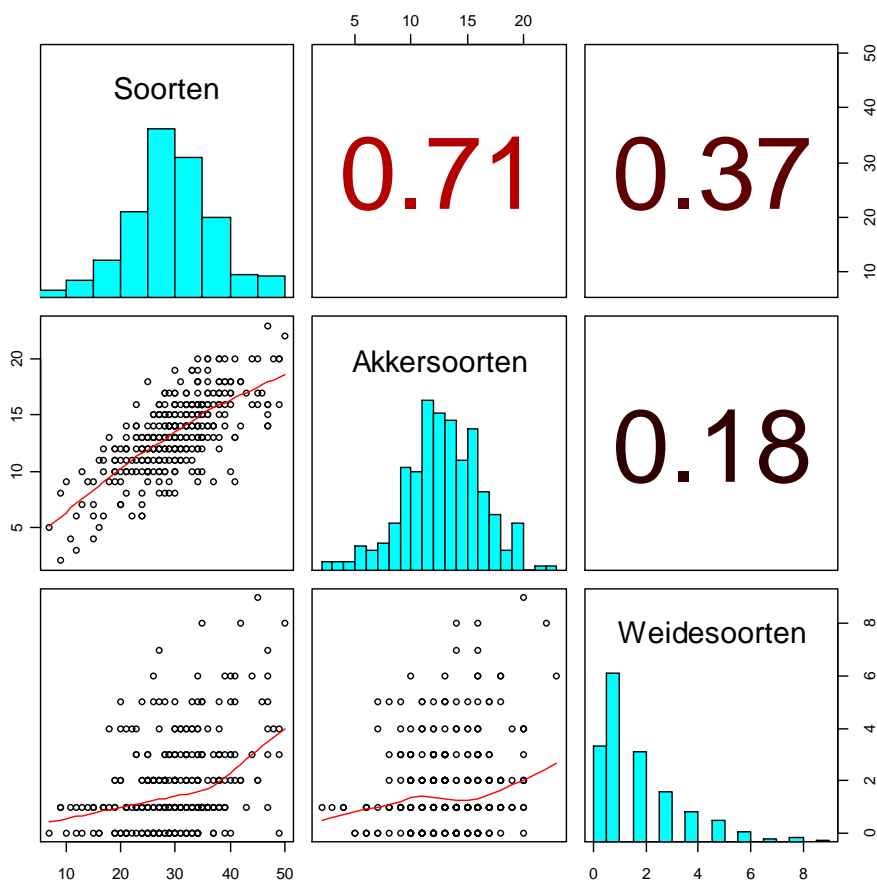


Figuur 7 Verspreiding van de PDPO II maatregelen over Vlaanderen. Van onder naar boven: PDPO II direct effect, PDPO II indirect effect, PDPO II geen effect. Bovenaan akkervogelmaatregelen (bruin) en weidevogelmaatregelen (groen). Links over heel Vlaanderen, rechts over de landbouwhokken uit het ABV meetnet. Onderste zes Figuren: blauw=geen maatregelen, groen= < 0.5% van perceelsoppervlakte, goudgeel < 2.5%, oranje < 10%, rood > 10%.

3.4.1.3 Relaties tussen verklarende variabelen

3.4.1.3.1 Biodiversiteitsvariabelen

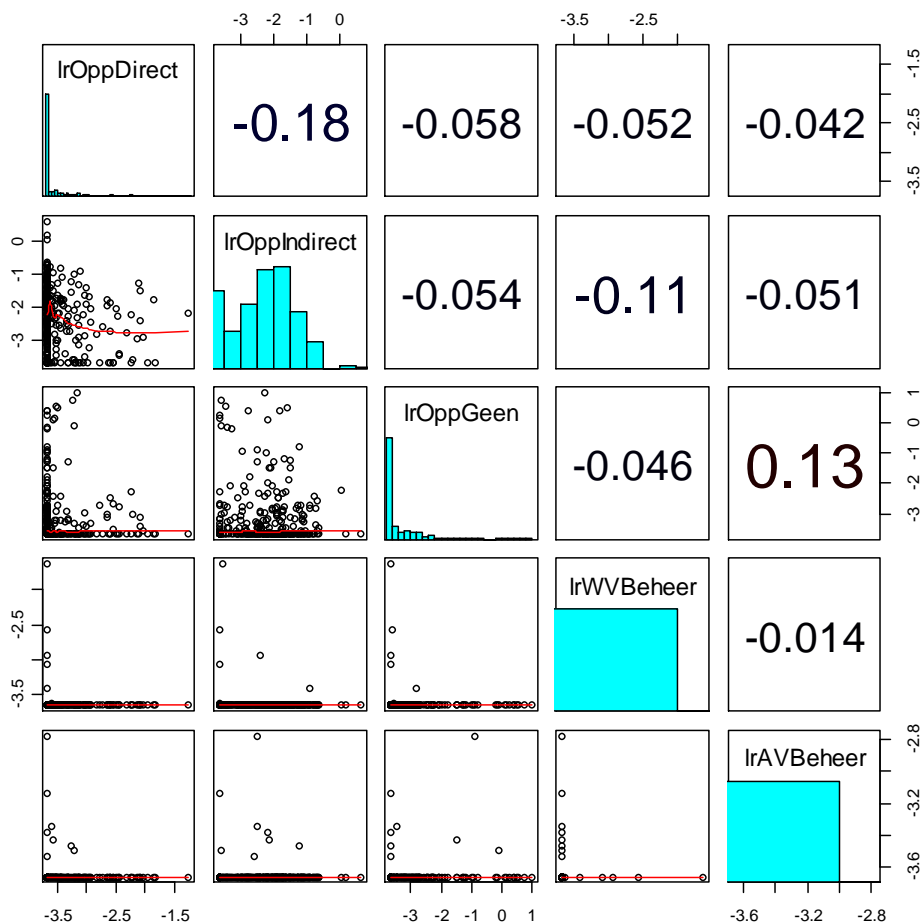
Er werden 3 biodiversiteitsvariabelen op basis van het aantal soorten in beschouwing genomen, namelijk het aantal broedvogelsoorten per hok, het aantal akkersoorten per hok en het aantal weidesoorten per hok. Er is een duidelijk verband tussen het aantal broedvogelsoorten en het aantal akkervogelsoorten (Fig. 8). De correlatie van meer dan 0.7 geeft aan dat de analyse beperkt kan worden tot een van beide variabelen omdat deze twee indicatoren grotendeels dezelfde informatie bevatten. In deze evaluatie zal daarom alleen de biodiversiteitsindicator gebaseerd op akkervogels beschouwd worden. Doordat er een 30-tal vogelsoorten ingedeeld werden bij de akkervogels, gedraagt deze variabele zich als quasi continue en bijna normaal verdeelde variabele. Bij deze analyse kon dan ook uitgegaan worden van een normale verdeling. Het voorkomen van weidevogelsoorten en akkervogelsoorten daarentegen is zo goed als niet gecorreleerd. Beide hebben dus een andere betekenis en zijn dus een index voor een ander gamma aan soorten.



Figuur 8 Correlaties tussen biodiversiteitvariabelen (i.e. indicatoren).

3.4.1.3.2 PDPO II maatregelen

Weidevogelbeheer en akkervogelbeheer komen zo weinig voor in Vlaanderen, dat een eenvoudige analyse over heel Vlaanderen niet mogelijk is (te beperkte steekproefgrootte, akkervogelmaatregelen pas actief na het verzamelen van de ABV data). De drie andere maatregelengroepen, namelijk deze met een verwacht direct effect, indirect effect en geen effect op de algemene biodiversiteit, zijn onderling onafhankelijk van elkaar (Fig. 9). Hierdoor kunnen ze onafhankelijk geschat worden in het model. De relatie tussen PDPO II maatregelen en habitatvariabelen is hier niet expliciet opgenomen, maar een verkennende analyse toonde aan dat er geen (te) sterke correlaties aanwezig waren. De grootste correlatie is tussen indirecte PDPO II maatregelen en de teelt van maïs, namelijk een positieve correlatie met $r = 0.40$. Ook aardappelen hebben een correlatie van $r = 0.24$ met deze PDPO II maatregel. Een andere aanwezige correlatie ($r = 0.23$) is die tussen PDPO II maatregelen zonder verwacht effect en het gebruik van groenbemesting. Verder is de geschatte habitatgeschiktheid van de geelgors positief gecorreleerd met PDPO II maatregelen zonder verwacht effect ($r = 0.23$), en deze van boerenzwaluw negatief gecorreleerd ($r = -0.21$) met indirecte PDPO II maatregelen. Deze correlaties zijn vrij beperkt en zullen niet veel impact hebben op het model.



Figuur 9 Correlaties tussen de PDPO II maatregelen.

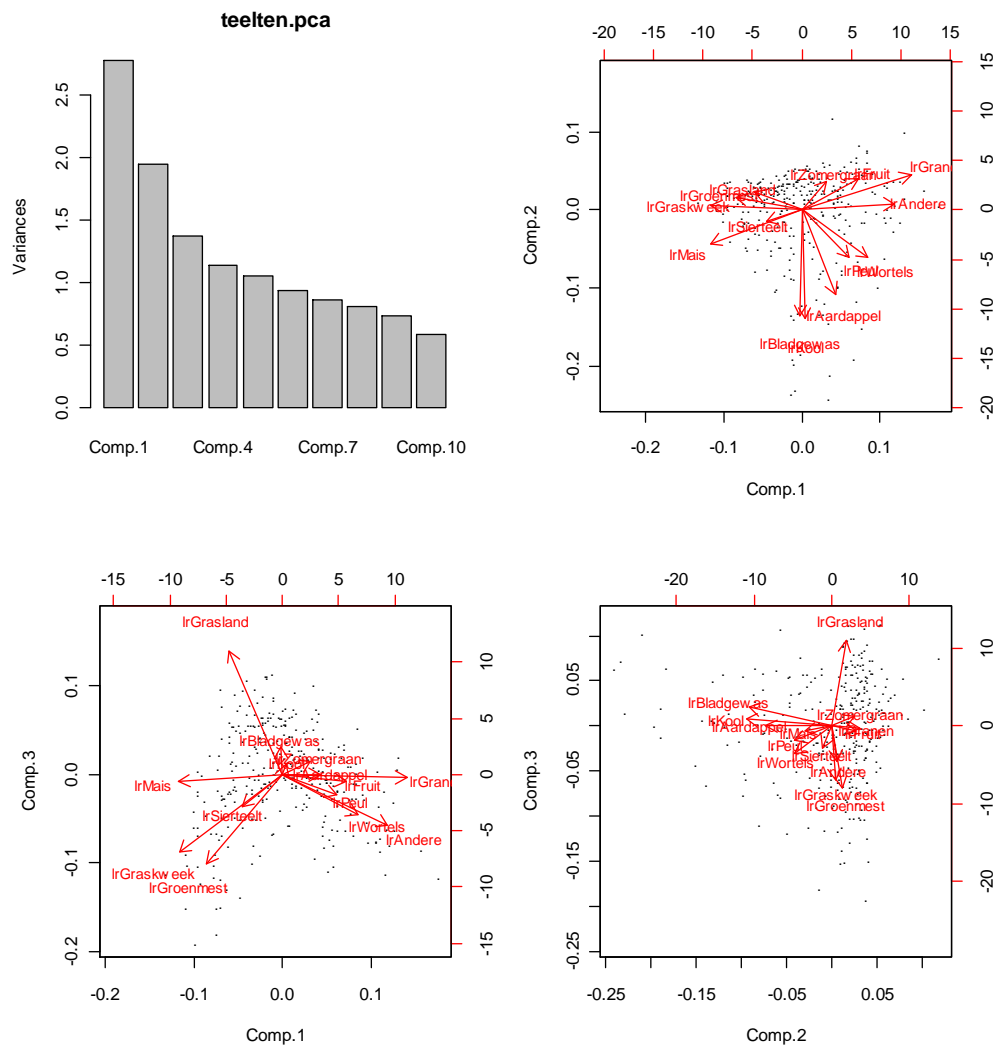
3.4.1.3.3 Teelten

De grootste teelten in Vlaanderen zijn maïs, graslanden en granen. Tabel 5 geeft een overzicht van de arealen aan verschillende teelten in Vlaanderen, waarbij de teelten ingedeeld zijn in een 14-tal categorieën (zie onderdeel 3.2.3.3 en bijlage 2).

Tabel 5 Overzicht van het voorkomen van de verschillende teelten in Vlaanderen, ingedeeld in gewasgroepen.

Teelt	Hectare in Vlaanderen
Maïs	298864
Grasland	166145
Wintergraan	92485
Tijdelijk gras	88183
Andere	51345
Aardappel	37750
Fruit	15308
Groenbemesting	10719
Wortelen	7738
Koolgewas	6578
Bladgewas	6068
Peulgewas	6044
Zomergraan	2737
Sierteelt	2518

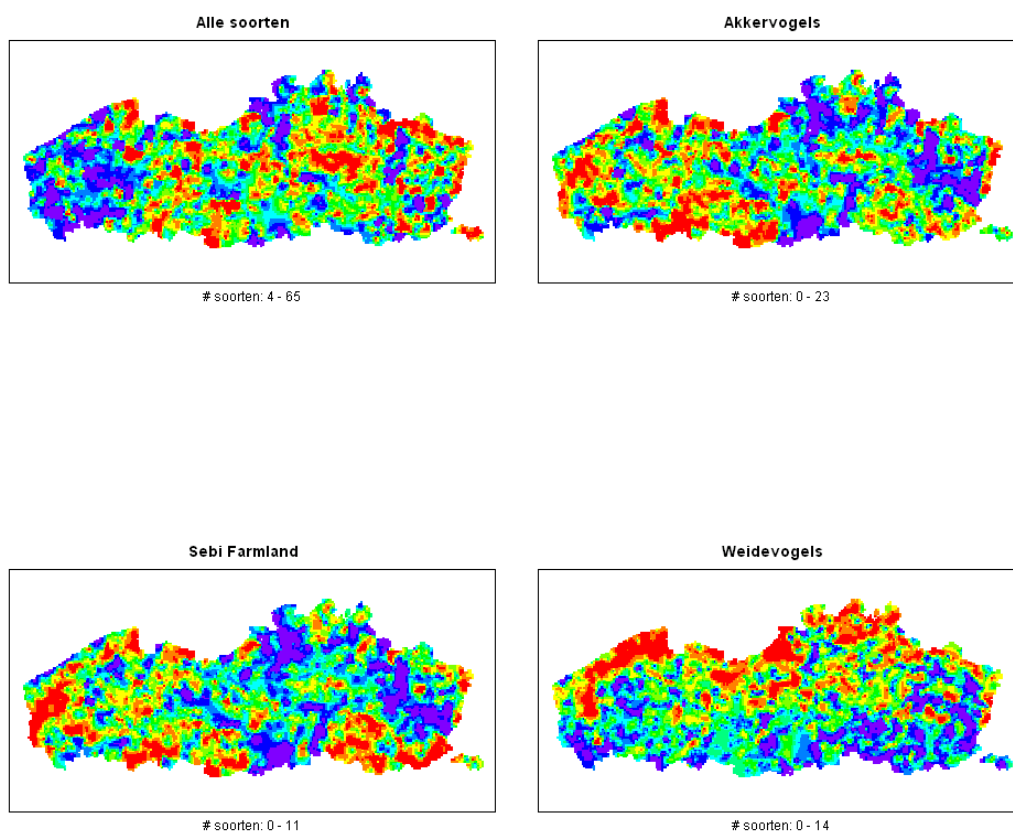
Sommige teelten hebben de neiging om meer samen voor te komen dan andere, maar de correlatie tussen twee teelten is nooit hoger dan $r = 0.5$. Zo is de graanteelt negatief gecorreleerd met tijdelijk grasland en maïs. Kolen en bladgewas zijn dan weer positief met elkaar gecorreleerd net als tijdelijk grasland en groenbemester. Uit de multivariate benadering door principale componenten analyse (PCA) te gebruiken komen gelijkaardige verbanden naar boven. Fig. 10 illustreert deze correlaties tussen gewascategorieën.



Figuur 10 Correlaties tussen teeltgroepen op basis van een PCA.

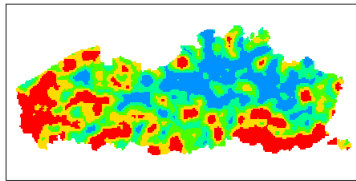
3.4.1.3.4 Habitatvariabelen

De voornaamste habitatvariabele die in deze analyse werd gebruikt is de schatting van de habitatgeschiktheid op basis van de waarnemingen uit de broedvogelatlas. Deze variabele geeft een soort nultoestand van het aantal te verwachten soorten. Hierdoor kunnen de wijziging in omstandigheden (zoals het effect van PDPOII maatregelen) een stuk onafhankelijk geschat worden van de habitatgeschiktheid. Uit onderstaande Figuur (Fig. 11 en Fig. 12) blijkt dat het voorkomen van soorten ruimtelijk sterk verschilt, wat illustreert dat het noodzakelijk is om de habitatgeschiktheid in rekening te brengen. Merk op dat de habitatvoorspelling minder effectief is voor zeldzamere soorten zoals bv. de grutto.

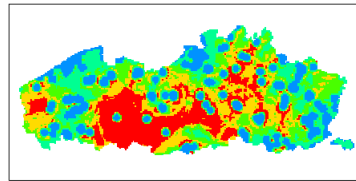


Figuur 11 Schatting van habitatgeschiktheid (aantal soorten) op basis van de broedvogelatlas op basis van kriging. De kleurcode is gebaseerd op kwantielen, waarbij violet het laagste kwantiel is en rood het hoogste kwantiel. Het aantal gebruikte kwantielen wijzigt per soort.

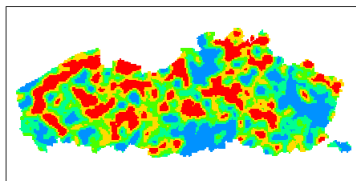
Veldleeuwerik



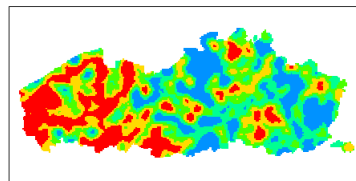
Houtduif



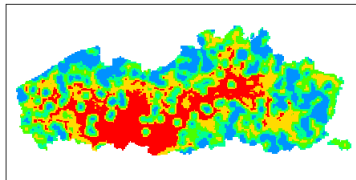
Kievit



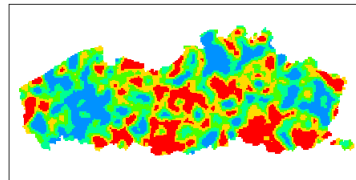
Boerenwaluw



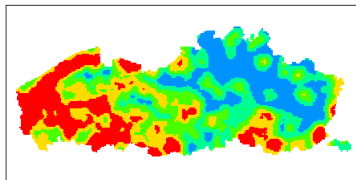
Spreeuw



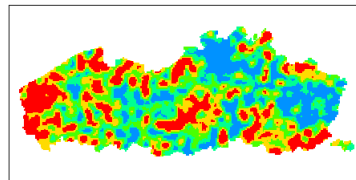
Grasmus

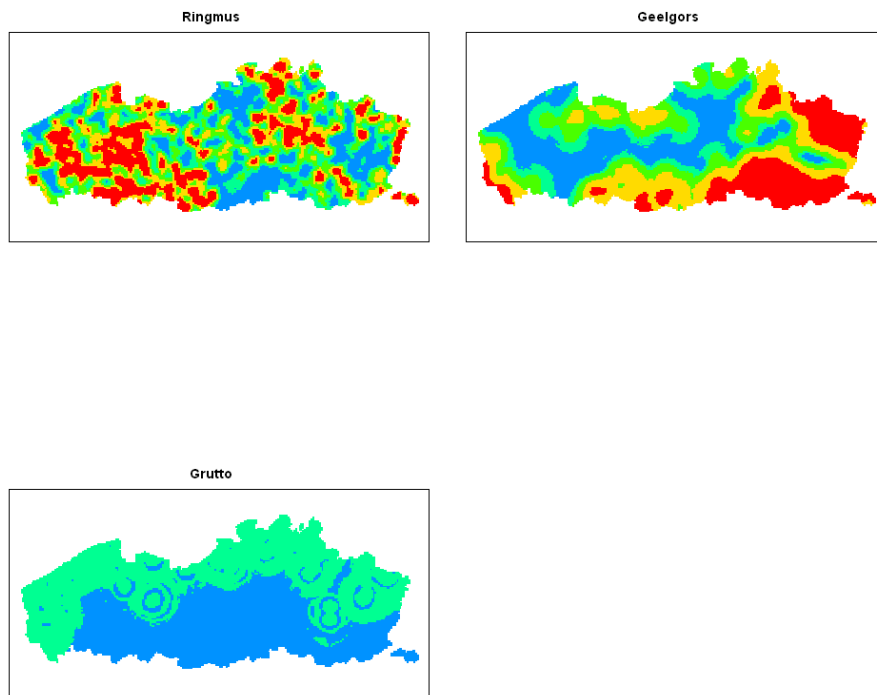


Gele.kwikstaart



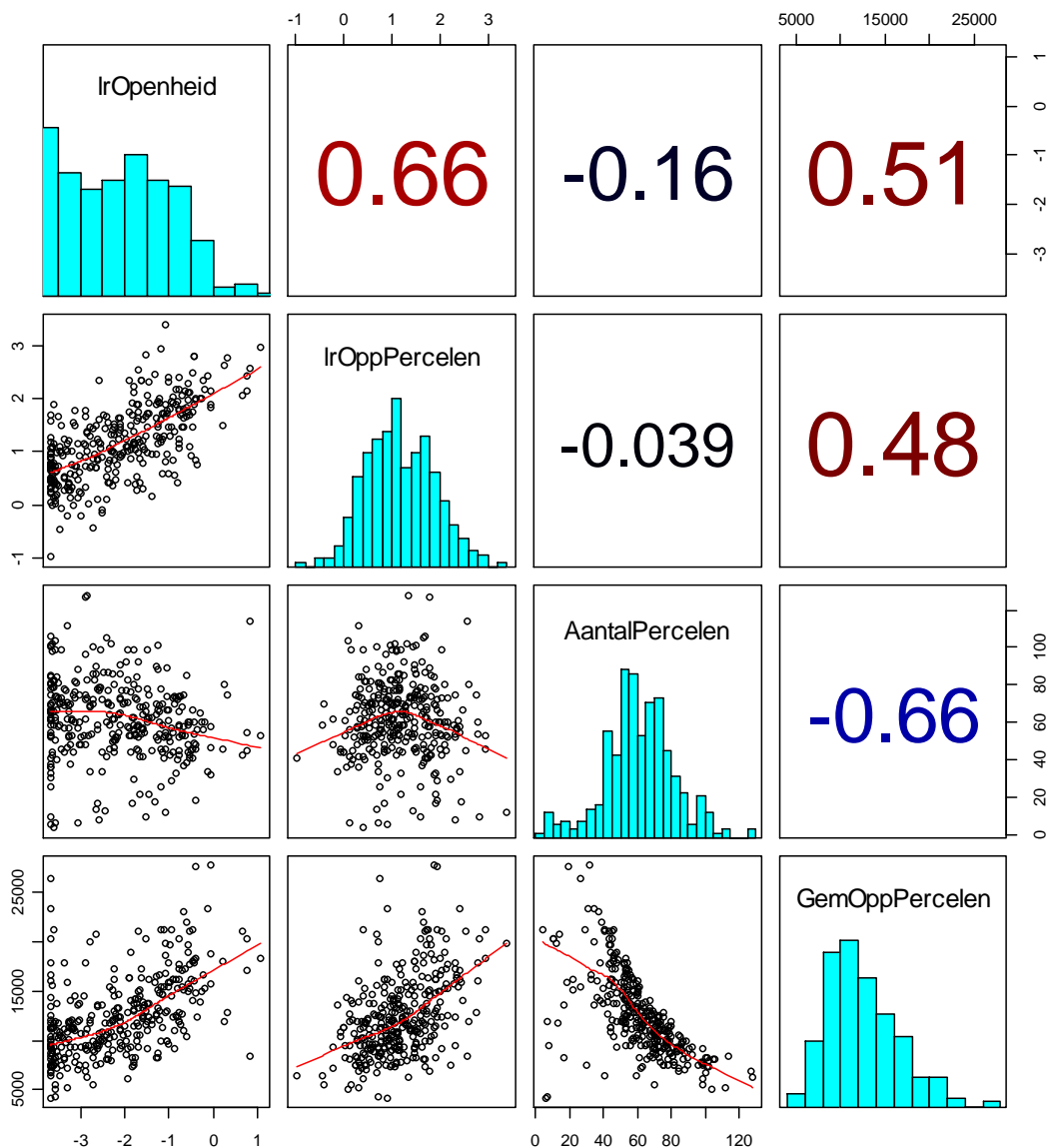
Torenavalk





Figuur 12 Habitat voorspellingen (kans op voorkomen van de soort) op basis van de broedvogelatlas. Rood is het hoogste kwantiel, hoe blauwer hoe lager en violet is het laagste kwantiel. Het aantal kwantielen varieert tussen 2 en 11.

Naast de habitatvoorspelling op basis van de broedvogelatlas data worden er in deze analyse nog vier andere habitatvariabelen beschouwd. Deze zijn echter niet volledig onafhankelijk van elkaar (Fig. 13). Zo is openheid sterk positief gecorreleerd met de oppervlakte van de percelen. Dit is niet onlogisch net als de sterk negatieve correlatie tussen het aantal percelen en de gemiddelde oppervlakte van de percelen. Bij de conclusies omtrent de analyse moet hier rekening mee gehouden worden, omdat gecorreleerde variabelen elkaars effect kunnen maskeren of versterken.



Figuur 13 Correlaties tussen de habitatvariabelen die gebruikt worden om de habitatkwaliteit van een steekproefhok in te schatten.

3.4.1.3.5 Habitatvariabelen in relatie tot andere verklarende variabelen

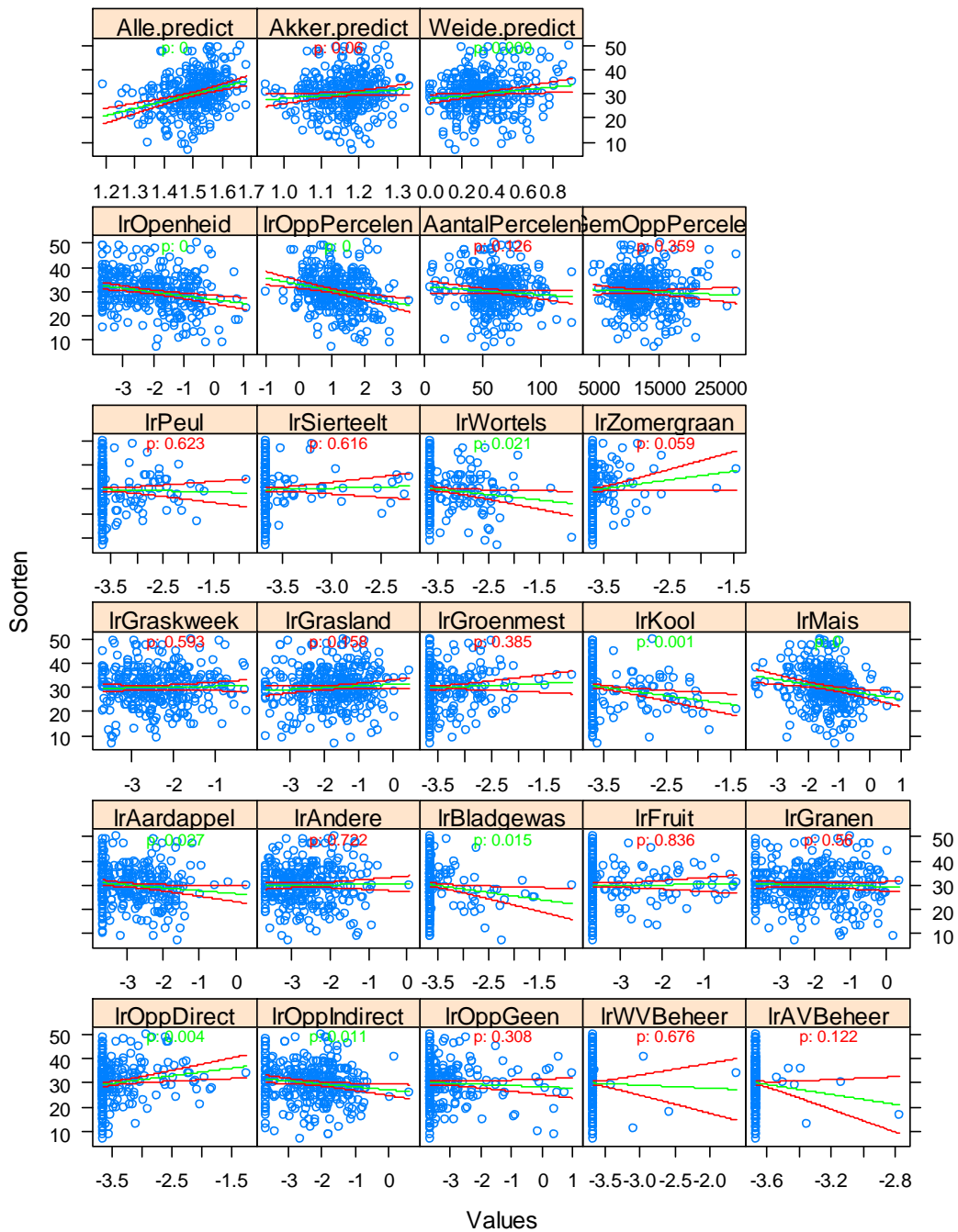
Het is goed mogelijk dat de habitatgeschiktheid op basis van broedvogelatlasdata gerelateerd is aan de andere habitatvariabelen. Daarom worden de correlaties tussen de habitatpredicties en variabelen zoals bv. de teeltkeuze onderzocht. Tussen de drie habitatvoorspellingen voor de soortendiversiteit (alle soorten, akkervogel- en weidevogelsoorten) en de andere habitatvariabelen zijn de relaties beperkt. De correlatie is meestal kleiner dan $r = 0.15$ en groter dan $r = 0.30$. Dus in het model kunnen deze als verschillende verklarende variabelen aanzien worden en zal de invloed van habitatpredictie vrij onafhankelijk geschat kunnen worden van de andere variabelen. In de verdere analyse is ook de relatie tussen abundantie van de

9 SEBI soorten en de densiteit aan PDPO II maatregelen getoetst. Net zoals bij de algemene voorspellingen van het aantal soorten zijn de onderlinge correlaties eerder beperkt, en zullen dus geen noemenswaardige impact hebben op het geformuleerde model.

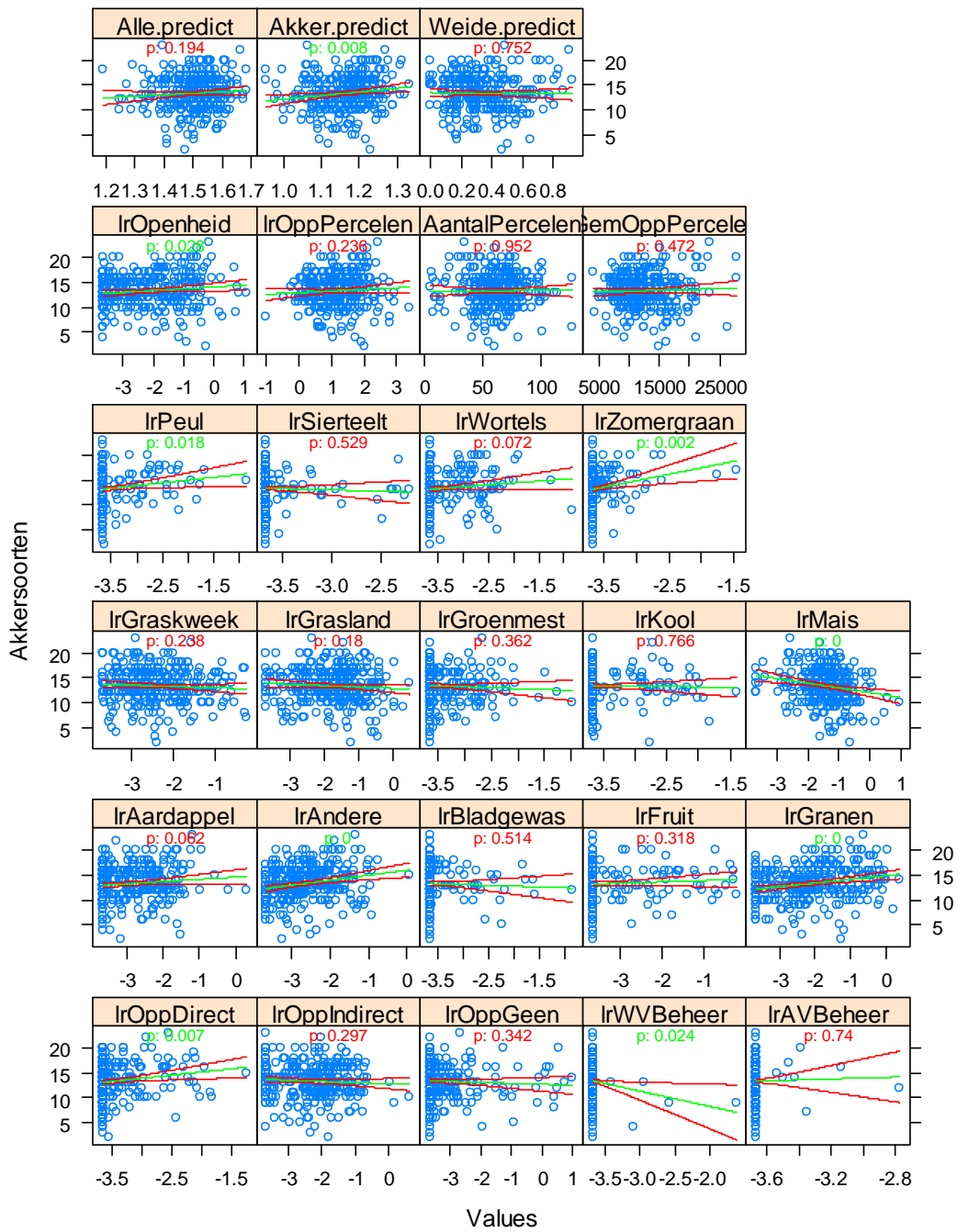
3.4.2 Resultaten van de analyses op indicatorniveau

3.4.2.1 Univariante analyses

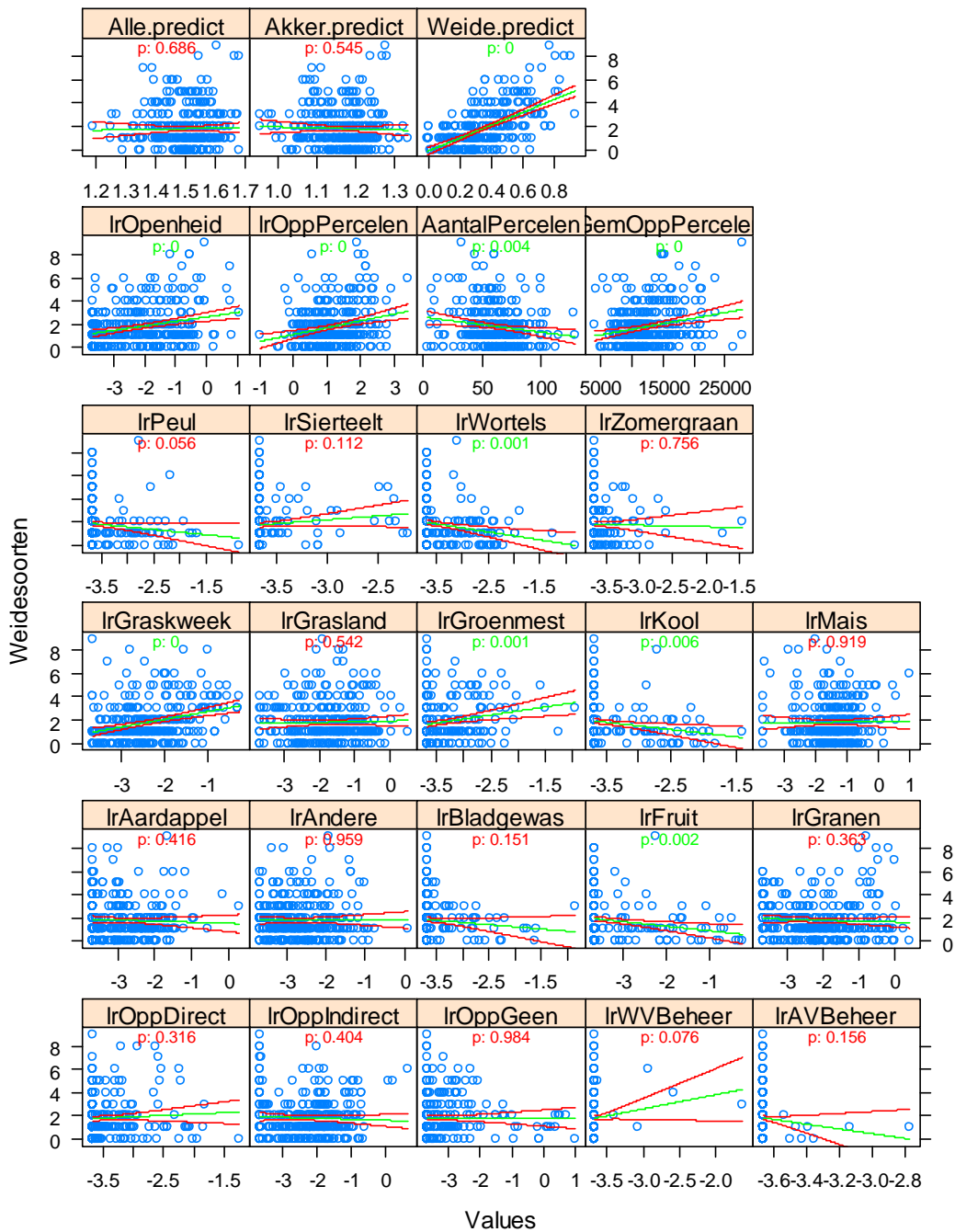
Uit de univariate analyses komen enkele significante verbanden naar voor. In de onderstaande Figuur (Fig. 14: indicator gebaseerd op alle broedvogels, Fig. 15: akkervogelindicator, Fig. 16: weidevogelindicator) zijn deze te herkennen aan de in groen gedrukte p-waarden ($p < 0.05$). Alle biodiversiteitsvariabelen (i.e. indicatoren) zijn vooral gerelateerd aan de habitatpredictie op basis van de broedvogelatlas. Ook zijn er correlaties tussen de indicatoren en enkele teelten. Bij enkele minder voorkomende teelten wordt de trend echter vooral bepaald door een beperkt aantal datapunten, en uit de Figuur blijkt ook dat er een grote variabiliteit aanwezig is in de dataset, wat de robuustheid (i.e. betrouwbaarheid) van de gevonden relaties in vraag kan stellen. De indicator op basis van het totaal aantal vogelsoorten is positief gecorreleerd met de habitatpredicties, maar negatief met de openheid van het landschap en met de teelt van maïs. De akkervogelindicator vertoont naast een positieve correlatie met de habitatpredictie ook een positief verband met de graanteelt en een negatieve relatie met maïsteelt. De weidevogelindicator vertoont een positief verband met de habitatvoorspelling, de openheid van het landschap, de grootte van de percelen en de aanwezigheid van graslanden. De teelt van wortels en fruit zijn negatief gecorreleerd met de weidevogelindicator.



Figuur 14 Relatie tussen de indicatorwaarden gebaseerd op alle broedvogels en de habitatvariabelen.



Figuur 15 Relatie tussen de indicatorwaarden gebaseerd op akkervogels en de habitatvariabelen



Figuur 16 Relatie tussen de weidevogelindicator en de habitatvariabelen.

3.4.2.2 Model met meerdere factoren

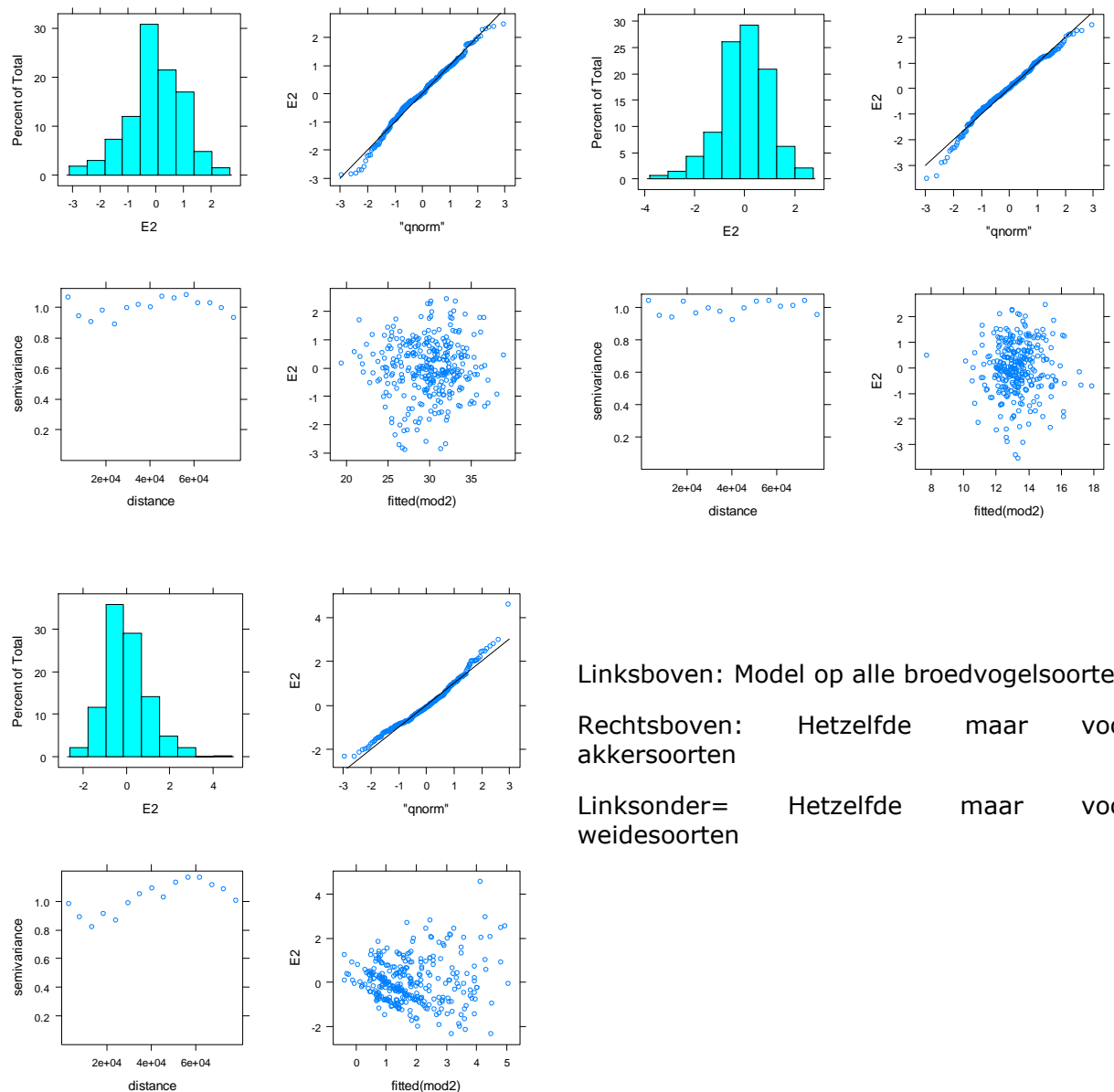
Tabel 6 geeft een overzicht van de variabelen die weerhouden werden in de analyse van alle variabelen samen. Hieruit blijkt dat zowel de indicator gebaseerd op alle broedvogels als de akkervogelindicator positief gecorreleerd zijn met de densiteit aan PDPO II maatregelen met een direct verwacht effect op de algemene biodiversiteit. Naast deze PDPO II maatregelen zijn er ook nog significante

correlaties met een aantal habitatvariabelen. Niet alle habitatvariabelen die naar voor kwamen in de univariate analyse werden weerhouden in dit model, maar anderzijds zijn er geen variabelen opgenomen in dit model die niet al in de univariate analyse aanwezig waren. De indicator gebaseerd op alle broedvogels is positief gerelateerd aan de habitatpredictie op basis van de broedvogelatlasdata, maar negatief aan de openheid van het landschap en aan de teelt van maïs. De habitatpredictie heeft ook een positief effect op de akkervogelindicator, die verder nog positief beïnvloed wordt door de openheid van het landschap en de teelt van (zomer)graan. Maïsteelt heeft ook hier een significant negatief effect op de biodiversiteit. De weidevogelindicator vertoont geen significant verband met PDPO II maatregelen, maar is wel sterk positief gerelateerd aan de habitatpredictie, de openheid van het landschap en de aanwezigheid van graslanden.

Er kan dus gesteld worden dat voor alle indicatoren er succesvol een habitatmodel is opgesteld, en na rekening te houden met verschillen in habitatkwaliteit blijkt dat PDPO II maatregelen met een verwacht direct effect een positief hebben op de biodiversiteit van vogels in het algemeen en van akkervogels, maar dat er geen effect op weidevogels kan vastgesteld worden. Er dient echter opgemerkt te worden dat de modellen 13 tot 49% van de totale variabiliteit kunnen verklaren, maar dat de bijdrage van de directe PDPO II maatregelen daarin slechts twee a drie percent is. Met andere woorden, er is een PDPO II effect maar het lijkt eerder beperkt. Voor geen van de modellen was de modelvalidatie problematisch en de modellen lijken dus te voldoen aan de voorwaarden van een linear model (Fig. 17).

Tabel 6 Verklaringskracht van de onafhankelijke variabelen. Hierbij is ook aangegeven of deze positief of negatief gerelateerd is met de biodiversiteit. Enkel significante variabelen zijn in deze tabel opgenomen.

	Broedvogels	Akkervogels	Weidevogels
PDPO II direct	+ 2.6%	+ 2.2%	
Habitatpredictie	+ 7%	+ 1.1%	
Habitatpredictie	+ 2.2%		+ 21.4%
Openheid	- 5.3%	+ 1.7%	+ 9.4%
Oppervlakte			+ 1.5%
Aantal percelen			- 1.9%
Maïs	- 3.3%	- 4.1%	
Zomergraan		+ 1.7%	
Graskweek			+ 8.2%
Fruit			+ 3.3%
Kool			- 1.8%
Andere		2.2%	1.5%
Totaal	20.4%	13.0%	49.0%



Linksboven: Model op alle broedvogelsoorten
 Rechtsboven: Hetzelfde maar voor akkersoorten
 Linksonder= Hetzelfde maar voor weidesoorten

Figuur 17 Residuen-analyse van de gefitte modellen met als respons het aantal broedvogelsoorten, het aantal akkervogelsoorten en het aantal weidevogelsoorten. E2 staat voor de genormaliseerde residu's en mod2 is de modelnaam.

3.4.3 Resultaten analyses op soortniveau

3.4.3.1 Univariate analyses

De Figuur die de univariate relaties tussen de abundantie van een van de negen SEBI soorten en de habitatvariabelen weergeven kunnen gevonden worden in bijlage 3. Algemeen gezien zijn er weinig aanwijzingen voor een effect van PDPO II maatregelen op deze soorten. Indirecte PDPO II maatregelen zijn enigszins gecorreleerd met de aantallen ringmus en grasmus. Directe PDPO II maatregelen

beïnvloeden de aantallen torenvalken, en de abundantie van veldleeuwerik is gecorreleerd met de densiteit aan PDPO II maatregelen zonder verwacht effect op de biodiversiteit. Ook bij deze analyses is het sterkste univariate verband de relatie tussen de abundantie van een soort en de trefkans van die soort op basis van de broedvogelatlasdata. Enkel voor boerenzwaluw en torenvalk is er geen relatie met de trefkans. De openheid van het landschap en de gemiddelde oppervlakte van een landbouwperceel spelen ook vaak een rol, net zoals de aanwezigheid van graslanden en de teelt van granen en maïs. Sommige soorten worden ook beïnvloed door de teelt van fruit en aardappelen en het gebruik van groenbemesting. Ook hier dient echter opgemerkt te worden dat er een erg grote variabiliteit is in de dataset, en dat de robuustheid van deze verbanden soms twijfelachtig is (zie bijlage 3).

3.4.3.2 Model met meerdere factoren

De impact van PDPO II maatregelen is voor 9 veel voorkomende soorten per soort apart gemodelleerd. Hiermee wordt nagegaan of de PDPO II maatregelen specifiek een effect hebben op een of enkele van deze soorten. De resultaten (opgelist in tabel 7) tonen aan dat de PDPO II maatregelen met een direct verwacht effect een positieve invloed hebben op de aantallen torenvalken en in mindere mate op de abundantie van veldleeuwerik. De aantallen houtduiven daarentegen zijn negatief gerelateerd aan de inzet van directe PDPO II maatregelen. Indirecte PDPO II maatregelen hebben een zwak positief effect op veldleeuwerik terwijl de aantallen grasmussen negatief gecorreleerd zijn aan de indirecte maatregelen. PDPO II maatregelen waarvan geen effect op de biodiversiteit verwacht werd vertonen toch een positief verband met de aantallen veldleeuwerik, gele kwikstaart en boerenzwaluw. Van de andere variabelen heeft de habitatpredictie een duidelijke positief effect op de abundantie van de meeste soorten. De openheid van het landschap heeft een sterk positief effect op typische akker- en weidesoorten zoals de Kievit, de veldleeuwerik en de gele kwikstaart, maar een negatief effect op de grasmus, die meer aan struwelen gebonden is. Meerdere soorten verkiezen landbouwgebieden waar graslanden aanwezig zijn, dit in tegenstelling tot de veldleeuwerik die deze gebieden eerder mijdt. Gele kwikstaarten tenslotte zijn duidelijk talrijker in gebieden waarin granen geteeld worden.

De verklarende kracht van de modellen varieert van ongeveer 9 tot 58 percent, en ook hier is het zo dat de bijdragen van de verschillende PDPO II maatregelen eerder klein (nooit meer dan 5 %) is in vergelijking met de verschillende habitatvariabelen. Voor houtduif en grasmus lijken sommige maatregelen zelfs licht negatief te werken. Verder dient nog opgemerkt te worden dat niet ieder model goed voldoet aan de randvoorwaarden van de residuen van deze modellen. De grafische voorstelling van de residuen is te vinden in bijlage 3.

Tabel 7 Variantiecomponenten van de modellen voor 9 SEBI soorten apart. Indicatie van + en - om toont een positieve respectievelijk negatieve relatie aan. Lege velden hadden geen significant effect of hadden een verwaarloosbaar effect ondanks significantie (< 1.5% verklarende kracht voor niet-PDPO II maatregelen).

	Houtduif	Spreeuw	Kievit	Veldleeuwerik	Grasmus	Gele kwikstaart	Ringmus	Boerenzwaluw	Torenvalk
PDPO II direct effect	-3.2%			+0.3%					+2.1%
PDPO II indirect effect				+0.2%	-2.7%				
PDPO II geen effect				+4.6%		0.8%		+0.9%	
Oppervlakte landbouwgebied	-4.6%								
Grassen		+2.8%	+7.4%	-20.7%			+2.7%	+4.3%	-1.4%
Openheid			+18.1%	+18.2%	-4.1%	+10.5%			
Granen						+15.6%			+2.0%
Mais				-2.9%				+3.9%	
Aardappelen en kolen						+8.5%			
Peulgewassen							+2.5%		
Wortelgewassen				+5.2%					
Habitatpredictie		+4.3%	+3.8%	+2.0%	+5.4%	+1.8%	+1.8%		
Andere	3.6%	1.9%	1.2%	4.2%	2.2%	2.8%	2.5%	5.7%	
Totale verklaarde variatie	11.4%	9.0%	30.5%	58.3%	14.4%	39.0%	9.5%	14.8%	5.5%

4 Analyse gerichte inventarisaties

4.1 Methodes

4.1.1 Biodiversiteitsindicator

4.1.1.1 Selectie van de te inventariseren gebieden

Ook in dit luik wordt de soortendiversiteit en -abundantie van vogels gebruikt als indicator voor mogelijke effecten van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit op het platteland. Hiertoe dienen een aantal gebieden geïnventariseerd te worden om het mogelijk te maken om de indicatorwaarden te berekenen. De manier waarop deze gebieden geselecteerd worden is van wezenlijk belang want dit bepaalt op welke manier de data kunnen geïnterpreteerd worden. Gebieden kunnen gekozen worden met het oog op een maximale generaliseerbaarheid naar niet-geïnventariseerde gebieden toe, of kunnen erop gericht zijn om een bepaalde effect te detecteren in een aantal speciaal daartoe gekozen gebieden. In het laatste geval is het moeilijker om de resultaten te extrapoleren naar andere gebieden. In elk geval moet de keuze van de gebieden garanderen dat er voldoende variatie is in het fenomeen waarop het onderzoek zich concentreert. Voor deze evaluatie komt dat erop neer dat er voldoende variatie moet zijn in zowel de densiteit aan getroffen PDPO II maatregelen als in de habitatkarakteristieken van het Vlaamse platteland (bv. akker vs. graslanden,...). Verder moet er ook rekening gehouden met de praktische zaken zoals de bereikbaarheid en toegankelijkheid van potentieel te inventariseren sites. De standaardmethode voor het selecteren van gebieden en voor het verkrijgen van objectieve, generaliseerbare gegevens is een volkomen willekeurige keuze (*random sampling*) van gebieden. Een probleem hierbij is dat deze methode een groot aantal te inventariseren gebieden vereist (een grote steekproefgrootte) om te verzekeren dat de in de te inventariseren gebieden bestaande variatie voldoende gedekt wordt. Aan andere mogelijkheid is om stratificatie toe te passen (*stratified random sampling*). Hierbij wordt de populatie te inventariseren gebieden eerst ingedeeld in een aantal relatief homogene subgroepen, waarna er een random sampling volgt binnen deze gebieden. Op deze manier kan ook bij een kleinere steekproefgrootte een betere representativiteit van de steekproef bekomen worden (Henderson 2003).

Om de te inventariseren gebieden te bepalen werd er van uit gegaan dat een ervaren veldbioloog per dag ongeveer 250 ha kan inventariseren. Om een betrouwbaar beeld te kunnen hebben van het aantal en de abundantie van vogelsoorten in landbouwgebieden moeten gedurende het broedseizoen minimum vier bezoeken gehouden worden. Gezien de tijdsduur waarbinnen het mogelijk was om voor deze evaluatie veldwerk te verrichten kunnen maximum veertien gebieden geïnventariseerd worden. In eerste instantie werden er, gebruik makende van het Geografisch InformatieSysteem (GIS) ArcView en gebaseerd op de Biologische Waarderingskaart (Wils *et al.* 2004), een 1000-tal 250 ha grote landbouwgebieden gekozen, willekeurig verspreid over Vlaanderen. Een eerste preliminaire analyse toonde aan dat een random sampling bij een dergelijke kleine steekproefgrootte (slechts 14 gebieden) en het beperkt voorkomen van akker- en weidevogelbeheermaatregelen geen bevredigende dekking van de variatie opleverde. Om dit te verhelpen werden uit de 1000 willekeurig geselecteerd gebieden eerst alle gebieden verwijderd die niet in de zones liggen waar akker- of weidevogelbeheerovereenkomsten kunnen afgesloten worden (zie Fig. 18 en Fig. 19). Vervolgens werd een *stratified random sampling* uitgevoerd op de overblijvende gebieden. Om deze gebieden in min of meer homogene subgroepen

te kunnen verdelen werden eerst een tiental belangrijke variabelen berekend per gebied, nl. de hoeveelheid akker (percentueel en aantal ha), de hoeveelheid grasland (%), de gemiddelde grootte van een landbouwperceel (ha), het gemiddeld aantal landbouwpercelen per gebied, de densiteit aan akkervogelbeheermaatregelen (%), en de densiteit aan weidevogelbeheermaatregelen (%). Op deze variabelen werd dan een PCA analyse uitgevoerd. PCA analyses werden uitgevoerd in het statistisch programma 'R', gebruik makende van de functie 'dudi.pca' (pakket 'ade4', Dray & Dufour 2007). Er werd een aantal PCA componenten gekozen dat meer dan 95% van de oorspronkelijke variatie vertegenwoordigde, en deze assen werden gebruikt als input voor een 'k-fold-cluster analyse'. Dit is een vaak gebruikte techniek om een populatie in te delen in relatief homogene groepen. De 'k-fold' staat voor een interne validatietechniek waarbij de dataset in k willekeurige groepen wordt gesplitst. Een eerste clusteranalyse wordt dan uitgevoerd op de data in k - 1 groepen, en wordt dan gecontroleerd aan de hand van de data die zich bevinden in de ene groep die niet gebruikt werd voor het opbouwen van het model. Deze procedure zorgt ervoor dat er op een robuuste manier een optimaal aantal clusters van gelijkaardige waarnemingen opgebouwd kan worden. Al deze analyses werden uitgevoerd in R met de functie 'pamk' (pakket 'fpc'). Uit deze clusters werd in eerste instantie het gewenste aantal inventarisatiegebieden (14 gebieden in deze studie) op een willekeurige manier gekozen. Echter, door het feit dat de akker- en weidevogelbeheermaatregelen erg schaars zijn op Vlaamse schaal (Danckaert *et al.* 2009) kan ook deze stratified random sampling geen voldoende dekking van de variatie garanderen. Daarom werd beslist om de selectie van gebieden binnen de gevonden clusters niet willekeurig te doen, maar te laten afhangen van de densiteit aan akker- en weidevogels binnen het potentieel te inventariseren gebied. Met andere woorden, hoe meer beheermaatregelen er actief zijn in een bepaald gebied, hoe hoger de kans dat het gekozen zal worden voor inventarisaties. Op deze manier wordt er een compromis bereikt tussen de twee tegengestelde doelen van dit proefopzet, namelijk enerzijds een zo groot mogelijke kans om bestaande effecten van PDPO II maatregelen te ontdekken en anderzijds een maximale generalisatie naar andere landbouwgebieden in Vlaanderen toe.



Figuur 18 Zones waarin weidevogelbeheermaatregelen getroffen kunnen worden (grijze gebieden).



Figuur 19 Zones waarin akkervogelbeheermaatregelen getroffen kunnen worden. De kernzones zijn zwart ingekleurd, de zoekzones grijs. In de kerngebieden kunnen landbouwers op individuele basis aan akkervogelbeheer doen, in de zoekgebieden kunnen maatregelen alleen getroffen worden na overleg met de bevoegde diensten en moet er voor een minimumoppervlakte een beheerovereenkomst gesloten worden.

4.1.1.2 Selectie inventarisatiemethode

Er bestaan grosso modo drie veelgebruikte methodes om vogels te inventariseren, waarvan er twee een relatieve schatting van de abundantie opleveren terwijl de derde methode poogt om het aantal aanwezige vogels zo exact mogelijk te bepalen (Bibby *et al.* 2000). De eerste twee methodes staan bekend als punttellingen en transecttellingen. Bij een punttelling noteert een waarnemer gedurende een bepaalde tijdsperiode (vaak 5 tot 15 minuten) het aantal waargenomen vogels in een bepaalde radius rond het punt waar hij zich bevindt. Tijdens een transecttelling blijft de waarnemer niet staan op bepaalde punten, maar legt hij aan een vast tempo een bepaalde route af en noteert ondertussen alle waargenomen vogels, samen met de (geschatte) afstand tot de route. Deze methoden hebben als voordeel dat het mogelijk is om op een relatief snelle manier grotere gebieden te inventariseren. Nadelen van deze methodes zijn o.a. dat ze slechts een relatieve dichtheid opleveren die vaak maar moeilijk naar absolute populatiegroottes om te zetten is, en dat alleen de vogels op de bezochte punten of transecten geteld worden. Als de punten of transecten niet volledige willekeurig gekozen zijn kan dit tot een vertekening leiden van de aanwezige avifauna en het habitatgebruik. Daarom wordt vaak gebruik gemaakt van een derde methode, namelijk de territoriumkartering. Bij een territoriumkartering wordt een te inventariseren gebied volledig doorlopen en worden alle waargenomen vogels op een gedetailleerde manier op een veldkaart neergeschreven. Niet alleen de locatie van de vogel wordt genoteerd, maar er worden ook aantekeningen gemaakt over het gedrag van de vogel (bv. territoriaal gedrag zoals zingen of balts). Door informatie verzameld over verschillende bezoekerondes te combineren wordt het niet alleen mogelijk om het aantal aanwezige vogels in een gebied nauwkeurig te bepalen, maar komt er tegelijkertijd ook informatie beschikbaar over het habitatgebruik van individuen en soorten (Van Dijk 2004).

Het doel van deze evaluatie is om na te gaan of PDPO II maatregelen een gunstig effect hebben op de biodiversiteit. Er is gekozen om een indicator te berekenen gebaseerd op de soortdiversiteit en -abundantie van vogels omdat er redenen zijn

om aan te nemen dat, als het PDPO II voor een hogere kwaliteit van landbouwpercelen zorgt, er meer vogels op die percelen aanwezig zullen zijn (zie onderdeel 2.1). PDPO II maatregelen zijn vaak specifieke maatregelen die slechts op enkele percelen in het landschap van toepassing zijn. Met andere woorden, voor deze evaluatie is er nood aan gedetailleerde data over het voorkomen en het habitatgebruik van de vogelsoorten in de geselecteerde inventarisatiegebieden, en er is dan ook gekozen om van een territoriumkartering gebruik te maken. Er werd gebruik gemaakt van de territoriumkartering uitgewerkt door SOVON Vogelonderzoek Nederland (Van Dijk 2004), die op zich een aanpassing van de in het Verenigd Koninkrijk gebruikte methode. Voor een uitgebreide bespreking van deze methode wordt er verwezen naar Van Dijk (2004), maar in grote lijnen komt het erop neer dat op basis van soortspecifieke criteria beslist wordt of een aantal waarnemingen voldoende is om het bestaan van een territorium te rechtvaardigen. Bijvoorbeeld, bij de sterk territoriale Grauwe Gors is het voldoende om binnen een bepaalde periode (de zogenaamde 'datumgrenzen', die de voor de soort bekende broedperiode aanduidt) één waarneming van een zingend mannetje te doen om het bestaan van een territorium op die plaats te rechtvaardigen. Bij de veel mobieler Bruine Kiekendief (*Circus aeruginosus*) daarentegen zijn minstens drie waarnemingen nodig om van een territorium te kunnen spreken. Het bestaan van meerdere territoria in eenzelfde gebied kan afgeleid worden via ofwel 'uitsluitende' waarnemingen, namelijk het op hetzelfde moment waarnemen van meerdere individuen, of door een 'fusie-afstand' toe te passen op alle tijdens de inventarisatieperiode verzamelde waarnemingen. Die fusie-afstand is soortspecifiek en is een op kennis van de ecologie van de soort gebaseerde indicatie van de maximale territoriumgrootte. De fusieafstand van de Grauwe Gors, bijvoorbeeld, is 500 m. Dit betekent dat het bij twee waarnemingen van een zingend mannetje gors op minder dan 500 m van elkaar het hoogstwaarschijnlijk om dezelfde vogel handelt. Als de vogels op meer dan 500 m van elkaar gezien worden, dan kan er aangenomen worden dat er zich waarschijnlijk twee verschillende territoria bevinden in het gebied. Tabel 8 geeft per gebied weer wanneer de inventarisaties plaatsgevonden hebben.

Tabel 8 Data waarop de gebieden geïnventariseerd zijn. Inventarisaties startten om zonsopgang en werden omstreeks de middag beëindigd

	ronde 1	ronde 2	ronde 3	ronde 4
Aartrijke	4/21/2010	5/11/2010	6/11/2010	7/8/2010
Boekhoutte	4/2/2010	4/26/2010	5/2/2010	6/18/2010
Brechtse Heide	4/20/2010	5/2/2010	6/10/2010	7/5/2010
Kerkom-bij-Sint-Truiden	4/12/2010	5/10/2010	6/22/2010	7/12/2010
Kumtich - Vissenaken	4/7/2010	5/25/2010	6/15/2010	7/12/2010
Lampernisse	4/6/2010	4/27/2010	6/4/2010	6/29/2010
Leefdaal	4/22/2010	5/17/2010	6/16/2010	7/14/2010
Loenhout	4/13/2010	5/7/2010	6/8/2010	7/2/2010
Middelkerke	4/16/2010	5/6/2010	6/14/2010	7/6/2010
Rijkevorsel	4/8/2010	5/3/2010	5/26/2010	6/28/2010
Schoorbakke	4/9/2010	4/28/2010	5/31/2010	6/24/2010
Sint-Lievens-Esse	4/15/2010	4/29/2010	6/7/2010	6/25/2010
Tielt - Winge	4/19/2010	5/4/2010	6/2/2010	7/1/2010
Zussen -Tiendeberg	4/14/2010	5/18/2010	6/23/2010	7/13/2010

Voor de inventarisaties werd, op basis van literatuuronderzoek, een exhaustieve lijst van vogels opgesteld die als kenmerkend voor het platteland kunnen beschouwd worden. De geselecteerde vogels, en de criteria waaraan een waarneming moest voldoen om als geldig beschouwd te worden, zijn opgelijst in bijlage 4. Uiteindelijk werden er een 70-tal soorten weerhouden. Een aantal (algemene) soorten werd niet in de lijst opgenomen, ondanks het feit dat ze als plattelandsvogel kunnen beschouwd worden. Dit komt omdat deze soorten (plaatselijk) erg talrijk kunnen zijn (bv. wilde eend), en dat het voor één veldbioloog logistiek niet mogelijk was om al deze vogels te noteren. Ook zijn er een aantal soorten (bv. houtduif) die op landbouwpercelen foerageren, maar in bosfragmenten broeden. Om dergelijke soorten in kaart te brengen zouden dus ook de aanwezige bossen geïnventariseerd moeten worden, wat logistiek onmogelijk was. Om deze redenen zijn volgende 'landbouwsoorten' niet geïnventariseerd: wilde eend, waterhoen, houtduif, Turkse tortel, steenuil, merel, zanglijster, kauw, zwarte kraai en spreeuw.

4.1.1.3 Selectie indicator

Net zoals in onderdeel 3 wordt hier dus de soortendiversiteit en -abundantie als indicator gebruikt. Er dient echter opgemerkt worden dat de soortenabundantie en de soortendiversiteit kunnen gezien worden als de twee uitersten van een continuüm aan mogelijke indicatoren. Bij het berekenen van de soortendiversiteit van een perceel speelt de abundantie van de samenstellende soorten namelijk geen enkele rol, en een erg zeldzame en een erg abundante soort wegen even sterk door. Bij het berekenen van de soortenabundantie is net het omgekeerde waar: enkele erg talrijke soorten kunnen de abundantieindicator (bijna) volledig domineren, en er is het risico dat de abundantieindicator niet meer representatief is voor de toestand van de plattelandsvogels in het algemeen. Om dit op te vangen is er in dit onderdeel ook nog gebruikt gemaakt van een aantal afgeleide indicatoren. Deze indicatoren worden berekend door verschillende transformaties uit te voeren op de aantallen waargenomen vogels. Alvorens de aantallen vogels per perceel te bepalen worden volgende transformaties uitgevoerd op de abundanties: logaritme, vierkantswortel en vierdemachtswortel. Deze bewerkingen verminderen het belang van de meest abundante soorten, en de in dit onderdeel gebruikte indicatoren kunnen dan ook als volgt gerangschikt worden: totale abundantie - logaritme - vierkantswortel - vierdemachtswortel - diversiteit (Somerfield & Clarke 1997). Naast deze in de ecologische literatuur vaak gebruikte indicatoren zal elke soort apart geanalyseerd worden om na te gaan of er soorten zijn waarvan de trend (sterk) afwijkt van de gemiddelde trend.

4.1.2 Berekenen van benodigde habitatvariabelen

Het aantal vogels op een perceel zal niet uitsluitend bepaald worden door de karakteristieken van dat perceel zelf, maar hangt ook af van de kenmerken van het omliggende landschap. Bijvoorbeeld, in Zweden vonden Soderstrom & Part (2000) dat het aantal vogels op een perceel bepaalt werd door het aanbod aan nestgelegenheid op dat perceel gecombineerd met de aanwezigheid van geschikte foerageerplaatsen in de omgeving. Om de habitatkwaliteit van een perceel goed te kunnen inschatten is het dus noodzakelijk om habitatkenmerken van zowel het perceel als het landschap te bepalen. In het kader van deze evaluatie, waarbij een groot aantal vogelsoorten wordt geïnventariseerd, is ervoor gekozen om te werken

met twee landschapsschalen, nl. 200m en 1000m. Alhoewel de territoriumgrootte van individuele soorten (sterk) kan verschillen wordt een afstand van 200m vaak gebruikt als een benadering van de gemiddelde territoriumgrootte van een typische plattelandsvogel, terwijl 1000m een vaak gebruikte standaardafstand is voor landschapsstudies (Filippi-Codaccioni *et al.* 2010).

4.1.2.1 Habitatvariabelen

Informatie over het habitat werd afgeleid uit verschillende digitale kaarten, en waar mogelijk werd deze informatie tijdens de inventarisaties op het veld gecontroleerd. Om een gebiedsdekkende GIS kaart te verkrijgen werd informatie uit de EPR laag (Eenmalige Perceelsregistratie, versie 2008) en de Biologische Waarderingskaart gecombineerd en vereenvoudigd tot de volgende algemene habitatklassen: akker, weiland, heide, boomgaard, boomkweek, bermen, ruigtes, houtkanten, loofbos, naaldbos, moerassen, water en bebouwing. De in de EPR en BWK laag als bebouwd aangegeven percelen werden aangevuld met informatie over bebouwing in de kadasterlaag en werd verder gecontroleerd aan de hand van luchtfoto's. In de te inventariseren gebieden en in een bufferafstand van 200m rond deze gebieden werd de informatie uit de GIS lagen op het veld gecontroleerd en indien nodig gecorrigeerd. Voor deze percelen werd ook genoteerd welke gewassen er dit jaar (2010) werden geteeld. Voor de variabelen berekend op een schaal van 1000m was het logistiek onmogelijk om de GIS informatie te controleren en deze variabelen zijn dus volledig op de GIS data gebaseerd.

De eerste twee landschapsvariabelen die geselecteerd werden zijn de **Shannon-Wiener Habitat Diversity Index** (HHHDI200 en HHHDI1000) en de **Shannon-Wiener Gewas Diversity Index** (HHCDI200 en HHCDI1000). Deze indexen kwantificeren de heterogeniteit van het landschap en combineren twee verschillende parameters nl. het aantal verschillende habitats/gewassen in het landschap en de prevalentie van die habitats/gewassen (i.e. de mate van voorkomen, Keylock 2005). De Habitat Index werd berekend op de algemene habitatklassen hierboven aangegeven terwijl de Gewas Index gebaseerd is op de indeling in gewassen zoals aangegeven in de EPR bestanden. Deze indexen variëren van 0 (als er slechts 1 habitat/gewas voorkomt) tot het logaritme van x, waarbij x het totaal aantal habitats/gewassen voorstelt. Hoe lager de waarde van de index, hoe meer homogeen het landschap is samengesteld. De berekeningen werden uitgevoerd met behulp van de ArcGIS extensie Diversity Calculator. Een andere variabele is de **landschapsfragmentatie**, die gebaseerd is op de EPR laag en berekend als het totaal aantal verschillende landbouwpercelen in een buffer van 200 en 1000m rond elk geïnventariseerd perceel (LFAP200 en LFAP1000). In die buffers werd ook het percentage **akker** (pAKK200 en pAKK1000) of **grasland** (pGRAS200 en pGRAS1000) berekend. Verder werd er rekening gehouden met de **'openheid'** van het landschap (OPEN200 en OPEN1000) aangezien het bekend is dat verschillende belangrijke plattelandsvogels, zoals bv. de veldleeuwerik, een sterke voorkeur hebben voor open landschappen. Hiertoe werd op basis van de EPR, BWK en kadasterlaag eerst een GIS kaart gecreëerd die alle 'verticale structuren' weergeeft (i.e. de habitatklassen loofbos, naaldbos, houtkanten, boomgaarden, boomkweek en bebouwing). Vervolgens werd deze kaart omgezet naar een rasterkaart met resolutie 5m, die voor elke pixel de afstand tot de dichtstbijzijnde verticale structuur weergeeft. Voor elk geïnventariseerd perceel werd dan de gemiddelde afstand tot een verticale structuur berekend in een buffer van 200 en 500m rond dat perceel. Als laatste landschapsvariabele werd de totale oppervlakte aan **kleine landschapselementen** (i.e. houtkanten, pKLEHOPP200 en pKLEHOPP1000) bepaald voor beide bufferafstanden.

De eerste habitatvariabele op perceelsniveau is de totale **oppervlakte** (AREA) van het perceel (in hectare). De hierboven beschreven **openheid** (OPEN) werd ook voor elk perceel bepaald, en elk landbouwperceel werd ingedeeld in een bepaald **type** (AKKER of GRASLAND). Ook met de oppervlakte **kleine landschapselementen** per perceel werd rekening gehouden (pKLEHOPP10). Een visuele inspectie van de ligging van die kleine landschapselementen toonde echter aan dat vele houtkanten vlak naast een landbouwperceel liggen, maar er niet op. Daarom werd voor deze berekening eerst een buffer van 10m aangebracht rond elk perceel, en werden de oppervlaktes houtkanten berekend op deze gebufferde percelen. Aangezien de bodemvochtigheid een grote invloed kan hebben op de habitatkwaliteit van een perceel (Breeuwer *et al.* 2009), werd uit een digitale bodemkaart (Van Ranst & Sys 2000) ook de **drainagetoestand** (DRAINAGE) bepaald. Deze hydrologische laag verdeelt de gronden in Vlaanderen in een aantal drainageklassen, die ruwweg een gradiënt beschrijven van droge naar natte gronden. Voor deze analyse werden deze klassen herschaald naar getallen (variërend van 0 voor zeer droge gronden tot 9 voor uiterst natte gronden) zodat drainage als een continue variabele kon opgenomen worden. De kustpolders werden op andere manier gekarteerd dan de rest van Vlaanderen, maar ook deze klassering werd, op basis van de beschrijving van die indeling gegeven in Van Ranst & Sys (2000), herschaald naar een 0-9 continue variabelen. Meer informatie over deze herschaling kan in bijlage 5 gevonden worden. Hierbij moet opgemerkt worden dat de reële hydrologische toestand van een perceel niet alleen door zijn drainageklasse bepaald wordt, maar ook (sterk) kan afhangen van bv. het lokaal beheer. De drainagevariabele moet dus als een relatieve indicator van de potentiële vochtigheid van een perceel gezien worden. Verschillende studies hebben aangetoond dat het broedsucces van weidevogels kan beïnvloed worden door **begrazing** (GRAZERS), en daarom werd tijdens de inventarisaties genoteerd of er grote grazers (paard, koe, schaap, geit) aanwezig waren op een perceel. De laatste perceelsvariabele waarbij rekening gehouden werd is de op een perceel aanwezige **teelt**, zoals vastgesteld tijdens de inventarisaties in 2010. Er werden in totaal een twintigtal verschillende teelten gekarteerd (plus bebouwde percelen en percelen bestaande uit houtkanten). Tabel 9 geeft een overzicht van deze teelten. Gezien het relatief grote aantal teelten is het voor de statistische analyse nodig om deze te groeperen in een kleiner aantal categorie. In een eerste benadering werd rekening gehouden met de aanwezige gewassen door een categorische variabele (gewas_cat) aan het model toe te voegen, bestaande uit de volgende 7 categorieën: aardappel, biet, boomgaard, graan (i.e. wintertarwe, gerst, haver, triticale en zomertarwe), grasland, maïs en 'andere' (alle overgebleven teelten). In een tweede benadering werden de volgende teelten apart als categorische variabelen ('ja' indien teelt aanwezig op perceel, 'nee' indien niet aanwezig): aardappel, biet, boomgaard, maïs, wintertarwe, zomertarwe en bebouwing. Tabel 10 geeft een overzicht van alle gebruikte landschap- en habitatvariabelen.

Tabel 9 Landbouwteelten aangetroffen in de 14 inventarisatiegebieden, gerangschikt volgens voorkomen.

gewas	oppervlakte
grasland	29.06
wintertarwe	20.97
maïs	19.30
biet	10.41
aardappel	6.40
boomgaard	4.42
gerst	3.83
haver	1.05
triticale	0.99
bebouwing	0.84
erwt	0.63
braak	0.47
koolzaad	0.43
vlas	0.42
zomertarwe	0.27
prei	0.24
cichorei	0.08
aardbei	0.07
kool	0.05
houtkant	0.04
witloof	0.02

Tabel 10 Landschap- en perceelsvariabelen gebruikt om de habitatkwaliteit van landbouwpercelen in te schatten.

Landschap	Shannon-Wiener Habitat Diversity Index	Habitatheterogeniteit (habitats)
	Shannon-Wiener Gewas Diversity Index	Habitatheterogeniteit (gewassen)
	Landschapsfragmentatie	Aantal landbouwpercelen
	Openheid	Gemiddelde afstand tot verticale structuren
	Akker	Percentage akker in buffer
	Grasland	Percentage grasland in buffer
	Kleine Landschapselementen	Oppervlakte kleine landschapselementen
Perceel	Oppervlakte	Oppervlakte van het perceel, ha
	Openheid	Gemiddelde afstand tot verticale structuren
	Perceelstype	Akker of grasland
	Kleine Landschapselementen	Oppervlakte kleine landschapselementen
	Drainage	Indicatief voor bodemvochtigheid
	Begrazing	Begrazing (koe, schaap, geit, paard)
	Teelt	Verschillende gewascategorieën

4.1.2.2 PDPO II maatregelen

Net als in onderdeel 2.3 zal hier gewerkt worden met de verdeling van de PDPO II maatregelen in maatregelen met een verwacht direct, indirect of geen verwacht

effect op de biodiversiteit (zie ook tabel 2). Dit komt erop neer dat er drie variabelen ('direct', 'indirect', 'geen effect') aan het statistisch model worden toegevoegd, met een waarde "ja" als er een maatregel actief is en een waarde "nee" als er geen maatregel van toepassing is op het perceel. Dezelfde aanpak geldt voor het evalueren van de beheermaatregelen voor akker- en weidevogels (afgekort als WEIDE_MTR en AKKER_MTR), maar hier worden er nog een aantal extra variabelen gedefinieerd. Het is immers mogelijk dat deze beheermaatregelen niet alleen een effect hebben op het perceel zelf maar ook op aanpalende percelen. Ook zijn er aanwijzingen dat het effect van beheermaatregelen sterker is als er meerdere actief zijn in de onmiddellijke omgeving van een perceel. Daarom werden de volgende variabelen gecreëerd: het aantal aanpalende percelen met een akker- of weidevogelmaatregel (WEIDEBUUR en AKKBUUR), de totale oppervlakte landbouwgrond onder akker- of weidevogelbeheermaatregelen in een buffer van 200m rond een perceel (WV_area_200 en AV_area_200) en als laatste het percentage landbouwgrond onder akker- of weidevogelbeheermaatregelen in een buffer van 200m rond een perceel (WV_area_200 en AV_area_200). Hierbij dient opgemerkt te worden dat er een verschil is in de GIS lagen die weergeven welke percelen onder akker- of weidevogelbeheer vallen. Bij weidevogelbeheer wordt steeds het volledige EPR perceel aangeduid, terwijl voor akkervogels een gedetailleerde kartering wordt weergegeven van de stukken landbouwgrond waarop een akkervogelbeheermaatregel van toepassing is. Deze kartering komt niet steeds overeen met in de indeling in EPR-percelen. Daarom werd besloten om elk EPR-perceel dat (ook maar deels) overlapt met de kartering van de akkervogelbeheermaatregelen aan te duiden als perceel onder akkervogelbeheer. Op die manier wordt een gelijkaardige kartering van akker- en weidevogelmaatregelen verkregen. Tabel 11 geeft een overzicht van de variabelen die gebruikt worden om het mogelijke effect van PDPO II maatregelen te evalueren.

Tabel 11 Variabelen gebruikt om het effect van de verschillende PDPO II maatregelen op de indicatoren na te gaan.

direct	maatregel met direct verwacht effect op de biodiversiteit
indirect	maatregel met indirect verwacht effect op de biodiversiteit
geen effect	maatregel waarvan geen effect op de biodiversiteit verwacht wordt
akkervogel	beheerovereenkomst akkervogels
weidevogel	beheerovereenkomst weidevogels
akkervogel aanpalend	aantal aanpalende percelen met beheerovereenkomst akkervogels
weidevogel aanpalend	aantal aanpalende percelen met beheerovereenkomst weidevogels
akkervogel 200m ha	totale oppervlakte onder akkervogelbeheer in een buffer van 200m
weidevogel 200 m ha	totale oppervlakte onder weidevogelbeheer in een buffer van 200m
akkervogel 200m %	percent oppervlakte onder akkervogelbeheer in een buffer van 200m
weidevogel 200m %	percent oppervlakte onder weidevogelbeheer in een buffer van 200m

4.1.3 Statistische verwerking

4.1.3.1 Verkennende analyses

In een eerste verkennende analyse werd nagegaan of zich zogenaamde 'outliers' in de dataset bevonden en werd ook de 'homogeniteit' van de data nagegaan. Outliers zijn extreme waarden die op eventuele meet- of berekeningsfouten kunnen wijzen, terwijl de homogeniteit de mate van variabiliteit (de spreiding van de waarden voor

elke variabele) in de dataset beschrijft. In het ideale geval zijn er geen outliers in de dataset en vertonen alle variabelen een vergelijkbare spreiding in hun waarden. Dit werd nagegaan door middel van Cleveland dotplots (Cleveland 1985). Dit is een visuele voorstelling van de data als een puntenwolk waarbij de berekende waarden worden uitgezet tegenover hun indexnummer. Cleveland dotplots kunnen gevonden worden in bijlage 6 en 7.

In voorgaand hoofdstuk werd een groot aantal potentieel belangrijke variabelen gedefinieerd, en dit grote aantal variabelen brengt twee - aan elkaar gelinkte - potentiële problemen met zich mee, nl. het probleem van gecorreleerde variabelen en overfitting. Om in een regressie analyse, zoals toegepast in deze evaluatie, te kunnen gebruikt worden moeten variabelen onafhankelijk zijn van elkaar. Met andere woorden ze mogen niet te sterk gecorreleerd zijn. Dit probleem is gekend als multicollineariteit, en kan ervoor zorgen dat tijdens het bepalen van het belang van de variabelen er sterke variaties optreden in de regressiecoëfficiënten en de geassocieerde standaardfouten waardoor het niet meer mogelijk is om de significantie van de variabelen op een betrouwbare manier in te schatten (Zuur, Ieno & Elphick 2010). Het andere probleem, overfitting, komt voor als het statistisch model door het gebruik van een groot aantal variabelen de data eigenlijk te fijngevoelig gaat modelleren, waardoor het niet meer accuraat de ecologisch belangrijke patronen detecteert, maar eigenlijk de ruis op de data probeert te verklaren (Diniz, Rangel & Bini 2008). Om het aantal variabelen te beperken moeten er ofwel een kleiner aantal niet-gecorrleerde variabelen gekozen worden of moet het groot aantal beschikbare variabelen samengevat worden in een kleiner aantal PCA componenten. Een eerste optie zou zijn om de paarsgewijze correlaties voor alle variabelen te berekenen, en van de variabelen die te sterk gecorreleerd zijn er één te kiezen, waarbij een correlatiecoëfficiënt van 0.7 vaak als grenswaarde gebruikt wordt. Deze methode heeft echter als nadeel dat er variabelen moeten verwijderd worden en dat er zo potentieel belangrijke informatie kan verloren gaan. Daarom werd er geopteerd voor een PCA analyse omdat op die manier het aantal variabelen kan verkleind worden met een minimum aan informatieverlies. Een nadeel van deze methode is wel dat de resultaten (van de habitatkeuze) minder direct interpreteerbaar zijn, aangezien het belang van de individuele variabelen moet afgeleid worden via hun bijdrages aan de PCA componenten. Dit is echter minder belangrijk in deze evaluatie, aangezien de opdracht is om het effect van de PDPO II maatregelen op de biodiversiteit te evalueren, en niet om *per se* de habitatkeuze van plattelandsvogels in kaart te brengen. Gezien het de bedoeling is om het aantal variabelen te reduceren werden alleen componenten met een *eigenvalue* groter dan 1 weerhouden. De *eigenvalue* van een component geeft aan welk deel van de in de oorspronkelijke habitatvariabelen aanwezige variatie dat kan verklaard worden door die component. Componenten met een *eigenvalue* van minder dan 1 verklaren dus minder variatie dan een oorspronkelijke habitatvariabele en zijn hier dus niet nuttig. Merk op dat een PCA analyse alleen op continue variabelen kan uitgevoerd worden, en dat de categorische variabelen in de dataset dus niet meegenomen worden in de PCA analyse. De continue variabele drainage werd niet mee opgenomen in de PCA analyse, maar als een aparte variabele aan het model toegevoegd. Voor het evalueren van de correlaties tussen de verschillende PDPO II maatregelen werd geen gebruik gemaakt van een PCA analyse, omdat hier een directe interpreteerbaarheid wel van groot belang is, en werden paarsgewijze correlaties tussen de maatregelen berekend.

4.1.3.2 Analyses

Zoals in onderdeel 2.2.2 vermeld moet eerst rekening gehouden worden met de effecten van habitatkwaliteit op de soortdiversiteit en – abundantie alvorens de effectiviteit van PDPO II maatregelen te kunnen nagaan. Daarom werd er eerst een habitatmodel opgesteld dat de gebruikte indicatoren (i.e. totale abundantie soorten – logaritme – vierkantswortel – vierdemachtswortel – soortdiversiteit) relateert aan de habitatvariabelen. Het statistisch model hiervoor gebruikt beantwoord aan het algemene model voorgesteld in onderdeel 3.3.2 en Fig. 3. De indicatoren ‘totale abundantie’ en ‘soortdiversiteit’ alsook de analyses van de individuele soorten zijn in feite tellingen (i.e. de waarden zijn steeds gehele getallen), die geanalyseerd kunnen worden aan de hand van een Poisson distributie. De Poisson distributie veronderstelt echter dat het gemiddelde en de variatie van de data gelijk zijn (i.e. de ‘equidispersie’ voorwaarde). Aan deze voorwaarde is echter vaak niet voldaan door datasets over het voorkomen en de abundantie van vogels, een fenomeen dat bekend staat als overdispersie. Dergelijke datasets vertonen ook vaak een ‘teveel’ aan nulwaarnemingen (i.e. locaties waar geen enkele vogel werd waargenomen), en dit leidt tot ‘zero-inflation’ in de dataset. Het negeren van overdispersie en zero-inflation kan leiden tot slecht gefitte modellen en een onbetrouwbare inschatting van welke variabelen echt belangrijk zijn (Welsh *et al.* 1996; Potts & Elith 2006). Er zijn verschillende aan de Poisson verdeling verwante distributies die wel rekening houden met overdispersie en zero-inflation (zie tabel 12), en er werd in het statistisch programma R een script opgesteld dat voor elke analyse een model maakt met elk van de in tabel 12 vermelde distributies. De best passende distributie werd dan gekozen op basis van het *Schwarz Bayesian Criterium* (SBC), waarbij het best presterende model de laagste SBC waarde heeft (Burnham & Anderson 2002b; Anderson 2008). Het SBC is verwant aan het onderdeel 3 gebruikte AIC (Akaike Information Criterium). Verder werd er rekening gehouden met mogelijke niet-lineaire verbanden tussen de indicatoren en de habitatvariabelen. Hiertoe werden alle analyses uitgevoerd met de R functie ‘gamlss’ (Generalized Additive Models for Location Scale and Shape, package gamlss, Rigby & Stasinopoulos 2005). Generalized Additive Models (GAM) zijn een uitbreiding van de klassieke lineaire regressie, maar waar een lineaire regressie gebruikt maakt van regressiecoëfficiënten om de invloed van de onafhankelijke variabelen (hier: habitat- of PDPO II variabelen) op de afhankelijke variabele (hier: de indicator) te schatten zetten GAMs zogenaamde ‘smoothing functions’ in om de data realistischer te fitten. De interpretatie van dit verband is wel moeilijker. GAMLSS is een uitbreiding van GAM om beter om te gaan met overdispersie, inherent aan de data in dit project. Het maximum aantal vrijheidsgraden werd beperkt tot drie, wat een compromis is tussen de flexibiliteit waarmee niet-lineaire verbanden gemodelleerd kunnen worden enerzijds en de interpreteerbaarheid en het minimaliseren van overfitting anderzijds. Hierbij dient opgemerkt worden dat vanwege de complexiteit deze modellen niet steeds convergeren, i.e. soms is het niet mogelijk om een bepaald model te berekenen. In deze gevallen werd dan eerst het corresponderende lineaire model gefit, en als het model dan nog steeds niet convergeerde dan werd de betreffende distributie voor die analyse niet meer beschouwd (dit is een bekend probleem vooral bij het gebruik van de zero-inflated negative binomial distributie). Voor het selecteren van de belangrijke habitatvariabelen werd gebruikt gemaakt van de functie stepGAIC, waarbij op een geautomatiseerde manier en gebaseerd op het *Schwarz Bayesian Criterium* wordt nagegaan of het toevoegen of verwijderen van een habitatvariabele aan het model voor een betere ‘fit’ van de data zorgt (Burnham & Anderson 2002a). In de ecologische literatuur worden zowel AIC als SBC frequent gebruikt om variabelen te selecteren, alhoewel het AIC zonder twijfel het populairst is. Het verschil tussen AIC

en SBC ligt, praktisch gezien, vooral in de 'strengheid' waarmee variabelen geselecteerd worden. Zoals in onderdeel 3 al aangehaald is het AIC criterium relatief 'tolerant', i.e. er worden soms variabelen weerhouden in het model die slechts een beperkte (maar niet onbestaande) verklaringskracht hebben. Het SBC daarentegen is eerder 'streng', en zal alleen variabelen weerhouden met een relatief sterk effect. In deze analyse wordt een groot aantal habitatvariabelen gecorreleerd met de indicatorwaarden, en om de betrouwbaarheid van de resultaten zo groot mogelijk te houden is er hier gekozen voor het strenge SBC (analyse verder in de tekst afgekort als GAMLSS_SBC). Aangezien de indicatoren gebaseerd op het logaritme, de vierkants- en de vierdemachtswortel geen gehele getallen meer vormen (door de toegepaste transformaties) kunnen deze niet met een in tabel 12 voorkomende verdeling geanalyseerd worden. Daarom werden deze indicatoren met een Gaussian verdeling gemodelleerd, waarbij er aangenomen wordt dat de residuen van de analyse normaal verdeeld zijn.

Bij de analyse van de individuele soorten werd dezelfde aanpak gehanteerd. De steekproefgrootte van deze analyses is echter kleiner dan bij de analyses van de indicatoren, en een kleinere steekproefgrootte vermindert de kans dat bestaande patronen gedetecteerd kunnen worden. Daarom werd de analyse van de individuele soorten herhaald met het AIC als selectiecriterium (modellen afgekort als GAMLSS_AIC), en door het vergelijken van de resultaten behaald met SBC en AIC kan een subtieler inzicht verkregen worden in de factoren die het voorkomen en de aantallen van deze vogelsoorten bepalen. In de bovenstaande analyses op soortniveau werd rekening gehouden met de aanwezige gewassen door middel van de variabele 'gewas_cat' (die bestaat uit 7 categorieën, zie 4.1.2.1). Gezien de relatief kleine steekproefgrootte van verschillende vogelsoorten is het mogelijk dat deze gewas_cat variabele te complex is. Daarom werden deze analyses herhaald zonder de gewas_cat variabele, en werden de teelten als aparte variabelen aan het model toegevoegd (gebruik makende van het SBC criterium, modellen afgekort als GAMLSS_SBC_gewas). Bij de analyse van de individuele soorten is het zo dat voor bepaalde zeldzamere soorten de abundantie niet hoger is dan één territorium per perceel. In dit geval kunnen we niet meer spreken van het analyseren van de abundantie, maar alleen van het voorkomen (de *presence-absence* (1/0) van de soort). In deze gevallen werd een logistische regressie met een binomiale verdeling en een logit link gebruikt. Preliminair analyses toonden echter aan dat geen enkele presence-absence analyse er in slaagde om ook maar één habitatfactor te weerhouden in het model. Mogelijkerwijs is de gebruikte gamlss functie te complex voor de verzamelde data, en om dat na te gaan werden de individuele soorten nog op een vierde manier geanalyseerd. In deze vierde manier werden lineaire modellen opgebouwd gebruik makende van de R functie GLM (Nelder & Wedderburn 1972). Merk op dat in het gamlss framework hierboven beschreven ook al overgeschakeld werd op een lineair model als het niet-lineaire model niet convergeerde. De GLM analyse komt dus –theoretisch gezien - op hetzelfde neer als de lineaire gamlss analyse, maar beide functies verschillen in hun interne structuur. Voor de GLM presence-absence analyses (aangeduid als GLM_SBC) werd ook hier gebruikt gemaakt van een logistische regressie met binomiale distributie en logit link, voor de abundanties werd gebruikt gemaakt van zowel een Poisson distributie als een Zero-Inflated Poisson distributie (zie R package pscl, Zeileis, Kleiber & Jackman 2008). Model en variabele selectie gebeurde aan de hand van het SBC criterium en via de functie stepAIC. Teelten werden gekarakteriseerd door de variabele gewas_cat.

Bovenstaande procedures resulteren dus in een 'habitatmodel', waarin alle voor de indicator (of soort) belangrijke habitatvariabelen opgenomen zijn. In een eerste

stap worden dan de variabelen toegevoegd die aangeven of er op de percelen maatregelen met een direct, indirect of geen verwacht effect op de biodiversiteit aanwezig zijn. Vervolgens werd de functie stepGAIC ingezet om het belang van deze variabelen in te schatten (stepAIC bij de GLM analyses), en indien een of meerdere van deze maatregelen inderdaad de fit van het model verhoogden dan werd deze maatregelen permanent aan het habitatmodel toegevoegd. Daarna werden de akker- en weidevogelbeheermaatregelen vermeld in tabel 11 aan dit geüpdate model toegevoegd, waarna ook zij door de stepGAIC functie (stepAIC bij GLM) geanalyseerd werden. Preliminair analyses toonden aan dat modellen die poogden om niet-lineaire verbanden tussen de indicatorwaarden en de akker- en weidevogelbeheermaatregelen na te gaan niet convergeerden, en voor de evaluatie van deze maatregelen kon dus alleen van lineaire modellen gebruikt gemaakt worden. Bij elke stap (habitatmodel – maatregelen met direct/indirect/geen effect – akker- en weidevogelbeheer) werd de R-square van het model berekend gebaseerd op de correlatie tussen de geobserveerde en de door het model voorspelde waarden. Deze R-square is een indicatie van de hoeveel variatie in de data die door het model verklaart wordt en kan gebruikt worden om het (relatief) belang van de verschillende variabelen in te schatten.

Tabel 12 Distributies gebruikt om de indicatoren soortdiversiteit- en abundantie, en het de abundanties van de individuele vogelsoorten te analyseren. Soorten waarvan alleen presence-absence data beschikbaar waren zijn geanalyseerd met een binomial distributie met logit link.

	overdispersie	zero-inflation
Poisson	nee	nee
Negative Binomial (Type I en II)	ja	nee
Zero-Inflated Poisson	nee	ja
Zero-Inflated Negative Binomial	ja	ja

4.2 Resultaten

4.2.1 Resultaten gebiedsselectie

Fig. 20 toont de 1000 potentieel te inventariseren landbouwgebieden in Vlaanderen. Deze gebieden zijn volledig willekeurig gekozen en hebben een oppervlakte van \pm 250 ha. Hieruit moeten 14 gebieden gekozen worden om daadwerkelijk te inventariseren. Een volledig willekeurige gebiedsselectie zou weliswaar een representatieve vertegenwoordiging van de akker- en weidevogelmaatregelen opleveren, maar gezien deze zo schaars voorkomen in Vlaanderen zou dit resulteren in een te kleine steekproefgrootte. Om een zinvolle analyse van het akker- en weidevogelbeheer te kunnen uitvoeren moet er dus een andere aanpak gekozen worden, die erop gericht is om een sterke gradiënt aan en vertegenwoordiging van deze maatregelen te omvatten. Daarom werd geopteerd voor een stratified random sampling, die vereist dat de 1000 potentieel te inventariseren gebieden eerst gegroepeerd worden in min of meer homogene clusters. Daarom werden een aantal belangrijke geachte variabelen berekend voor elk gebied dat zich in een zone bevindt waar akker- of weidevogelbeheermaatregelen mogelijk zijn (zie 4.1.1.1). Deze variabelen werden eerst omgezet in een kleiner aantal ongecorrleerde PCA componenten en daarna in clusters onderverdeeld aan de hand van een clusteranalyse. De resultaten van de PCA tonen aan dat de eerste twee PCA componenten samen 96, 1 % van de variatie vertegenwoordigen, en dat de 10 berekende variabelen dus kunnen samengevat

worden in 2 componenten zonder noemenswaardig verlies van informatie. Tabel 13 toont de invloed van de verschillende variabelen op deze eerste 2 PCA componenten. Hieruit blijkt dat de eerste component vooral beïnvloed wordt door het onderscheid tussen akkers en graslanden (grootte waarde voor akker (ha)), terwijl ook de gemiddelde grootte van de percelen en het voorkomen van akkervogelbeheermaatregelen sterk doorweegt. In de tweede component speelt het naast het voorkomen van weidevogelbeheermaatregelen ook het onderscheid akker – grasland een rol.



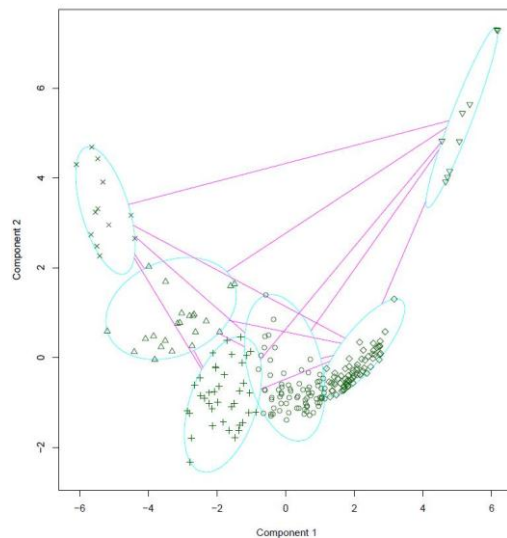
Figuur 20 Locatie van de 1000 willekeurig geselecteerde potentieel te inventariseren landbouwgebieden. Elk gebied heeft een oppervlakte van circa 250 ha.

Tabel 13 Bijdragen van de verschillende variabelen aan de PCA componenten. De eerste twee componenten verklaren meer dan 95% van de oorspronkelijke variatie.

	Component	Component
akker (hectare)	-0.73	0.36
akker (%)	-0.01	-0.09
grasland (hectare)	0.03	0.34
grasland (%)	0.01	0.09
gemiddelde grootte perceel	-0.48	-0.07
gemiddeld aantal percelen	0.00	0.01
weidevogelbeheermaatregelen	0.02	0.63
weidevogelbeheermaatregelen	0.01	0.17
akkervogelbeheermaatregelen	-0.49	-0.40
akkervogelbeheermaatregelen	-0.01	-0.19

De clusteranalyse uitgevoerd op deze twee componenten deelt de potentieel te inventariseren gebieden in 6 min of meer homogene clusters in. Fig. 21 illustreert deze indeling. Component 1 vertoont een sterk negatieve waarde voor de variabelen akker, akkervogelbeheermaatregelen en het gemiddeld aantal percelen. Gebieden gemerkt door een grote waarde voor component 1 (rechterkant van de Fig. 21) zijn dus gebieden met relatief minder akker, minder akkervogelbeheermaatregelen en eerder kleine percelen. Component 2 wordt

gekenmerkt door een positieve relatie met zowel het aantal hectare als het procent grasland in een gebied, maar vertoont vooral een sterk verband met de hoeveelheid weidevogelbeheermaatregelen. Met andere woorden, rechtsboven op Fig. 21 bevinden zich graslanden met actief weidevogelbeheer, linksonder situeren zich de akkervogelgebieden met actief akkervogelbeheer. Merk op dat het ontbreken van gebieden in de hoek helemaal links onderaan kan verklaard worden door het feit dat de akkervogelbeheermaatregelen van recentere datum zijn, en dat deze maatregelen momenteel dus logischerwijze nog een beperktere opname door landbouwers kennen.



Figuur 21 De clusteranalyse deelt de potentieel te inventariseren gebieden in een 6tal min of meer homogenen subgroepen.

Uit elk van deze 6 clusters werden er telkens twee te inventariseren gebieden geselecteerd, waarbij de kans op selectie proportioneel was aan de densiteit van akker- en/of weidevogelbeheermaatregelen in dat gebied (zie onderdeel 4.1.1.1). Op deze manier bekomen we 12 gebieden voor inventarisatie. Uit de groep gebieden die buiten de zones geschikt voor akker- en/of weidevogelbeheermaatregelen ligt werden dan op een volledige willekeurige manier de resterende 2 gebieden geselecteerd. Deze selectie procedure poogt om de volledige gradiënt aan variatie aanwezig in de Vlaamse landbouwgebieden op een adequate manier te capteren, en zo toe te laten om het effect van PDPO II maatregelen te kwantificeren en tezelfdertijd ook de generalisatie naar het algemene Vlaamse platteland niet te compromitteren. Fig. 22 toont de ligging van de geselecteerde gebieden in Vlaanderen.

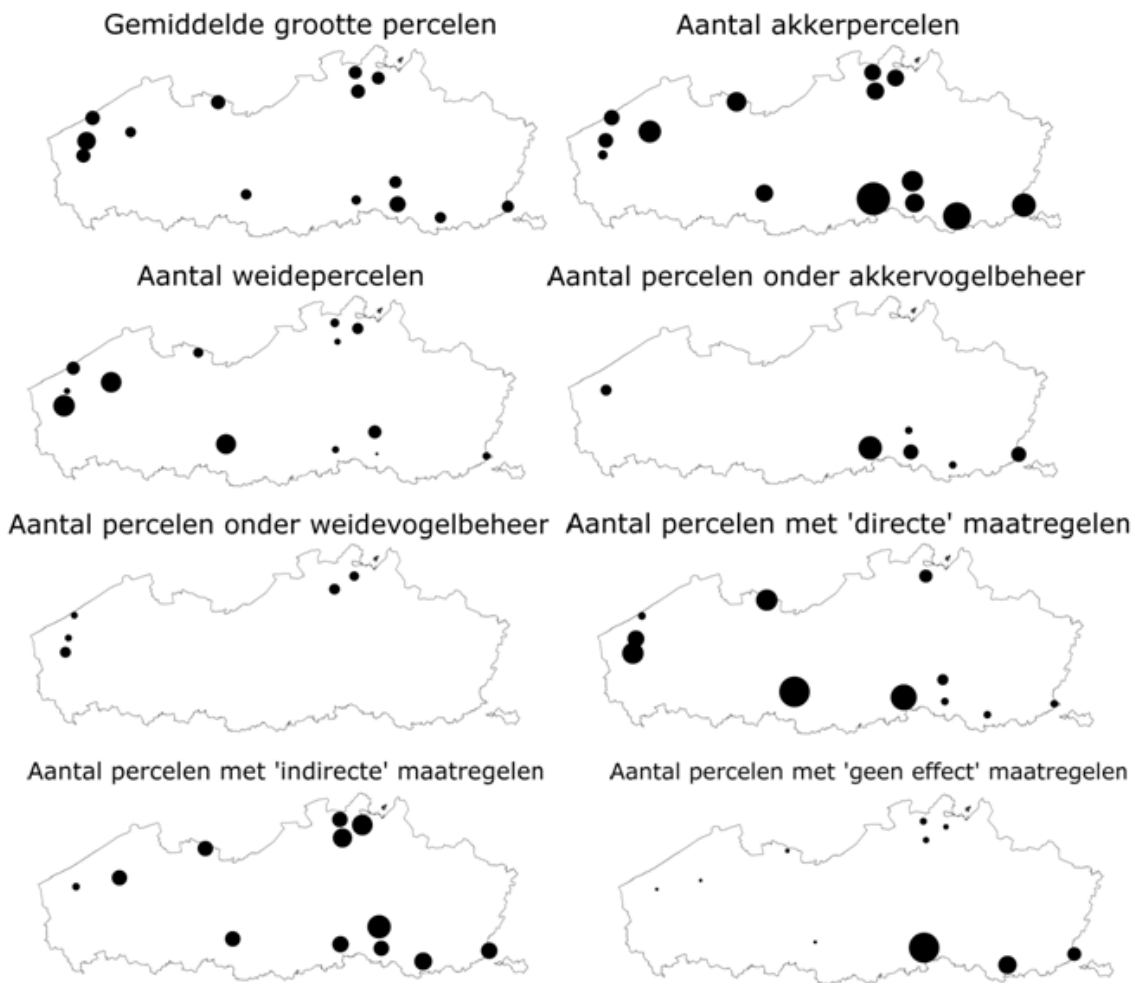


Figuur 22 Ligging en benaming van de 14 te inventariseren gebieden.

Na de eerste veldbezoeken is de afbakening van deze gebieden nog verder aangepast, bijvoorbeeld wegens beperkte toegankelijkheid of omdat de structuur van het gebied niet toeliet om de beoogde 250 hectare te inventariseren tijdens de geschikte uren. Tabel 14 en Fig. 23 vatten enkele belangrijke kenmerken van de 14 geselecteerde gebieden samen.

Tabel 14 Belangrijke kenmerken van de 14 landbouwgebieden geselecteerd voor inventarisatie. De totale oppervlakte van een gebied en de gemiddelde grootte van een perceel zijn weergegeven in ha. De andere kolommen geven de aantallen percelen weer, waarbij 'akker' en 'weide' het aantal percelen akker of weide in een gebied weergeeft. De laatste 5 kolommen geven het aantal percelen weer waarop akker- of weidevogelbeheermaatregelen, of maatregelen met een direct, indirect of geen verwacht effect op de biodiversiteit van toepassing zijn.

	tot. opp.	gem. opp.	akker	weide	akkervogel	weidevogel	direct	indirect	geen effect
Aartrijke	249.7	1.2	127	58	0	0	0	9	1
Boekhoutte	252.5	2.2	99	14	0	0	8	9	2
Brechtse Heide	178.3	2.1	78	6	0	5	0	14	4
Kuntich-Vissenaken	268.5	2.8	93	1	4	0	1	9	0
Lampernisse	181.9	2.1	21	64	0	5	8	0	0
Leefdaal	281.0	1.0	280	7	10	0	12	10	113
Loenhout	174.2	1.9	70	11	0	0	0	9	6
Middelkerke	204.6	2.2	62	24	0	2	1	0	0
Rijkevorsel	169.5	1.8	74	17	0	4	3	16	3
Schoorbakke	245.1	3.7	57	6	4	2	5	2	1
Sint-Lievens-Esse	180.4	1.2	78	55	0	0	17	9	1
Tielt-Winge	231.0	1.6	112	24	1	0	2	21	0
Zussen-Tiendeberg	231.4	1.6	141	8	4	0	1	10	23
kerkom-bij-Sint-truiden	276.4	1.4	197	0	1	0	1	12	42



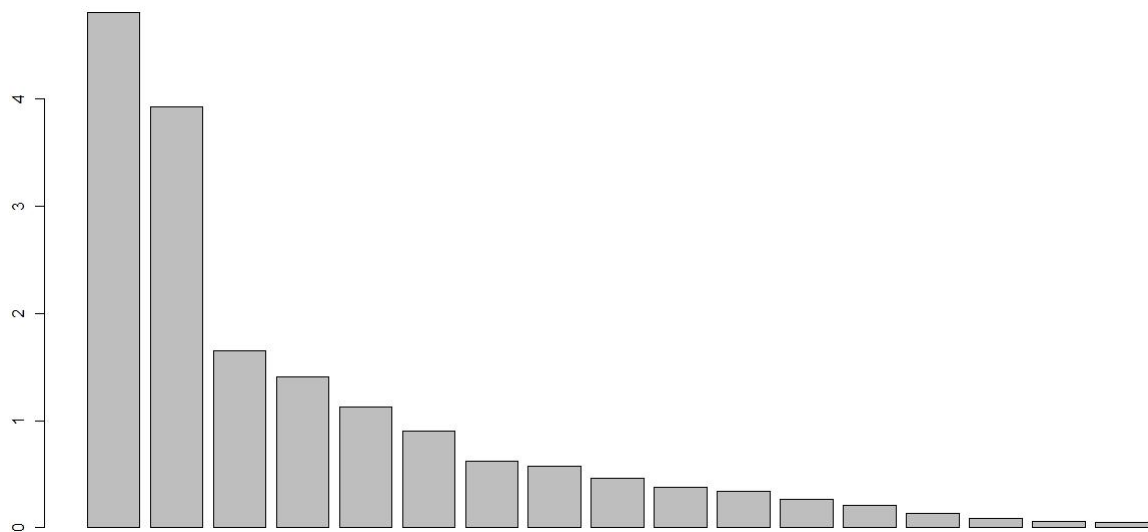
Figuur 23 Visuele voorstelling van enkele belangrijke kenmerken van de 14 landbouwgebieden geselecteerd voor inventarisatie. Grotere cirkels duiden op grotere waarden, en de exacte waarden voor alle kenmerken staan opgelijst in tabel 14.

4.2.2 Resultaten verkennende analyses

De Cleveland dotplots tonen aan dat er in de dataset weinig tot geen *outliers* (i.e. extreme waarden) aanwezig zijn. Bijlage 6 toont de dotplots voor de habitatvariabelen en bijlage 7 geeft de verdeling van de PDPO II variabelen terug. Alleen bij de variabele AREA (oppervlakte van de percelen) zijn er enkele afwijkende waarden, maar een controle van de GIS bestanden toont aan dat dit geen meetfouten zijn, en dat er inderdaad enkele grotere percelen in de dataset zitten. De verschillen in oppervlakte zijn echter niet extreem groot, en alle percelen kunnen dus in de dataset weerhouden worden.

De PCA analyse op de habitatvariabelen toont aan deze variabelen kunnen samengevat worden in een vijftal componenten (eigenvalue van deze componenten is 4.80, 3.93, 1.65, 1.41 en 1.13, alle andere componenten hebben een eigenvalue lager dan 1, Fig 24). Tabel 15 toont de invloed van de verschillende habitatvariabelen op deze vijf componenten. De eerste component is duidelijk negatief gecorreleerd met de hoeveelheid akker in het landschap, en positief met

het aandeel graslanden. De positieve correlatie met de Shannon-Wiener indexen voor habitatdiversiteit (HHHDI200 en HHHDI1000) tonen aan dat deze component eerder complexe habitats weergeeft, terwijl de negatieve correlaties met de Shannon-Wiener indexen voor teeltdiversiteit op een eerder monotone teeltkeuze wijzen. De tweede component vertoont sterk negatieve correlaties met alle diversiteitsindexen en sterk positieve verbanden met alle openheidsindexen en vertegenwoordigt dus duidelijk open, structuurarme en eerder monotone gebieden. Component drie is sterk beïnvloed door de grootte van de landbouwpercelen, daar er een sterk positieve correlatie is met de oppervlakte van de percelen en een negatief verband met de fragmentatie-indexen. De vierde component is negatief gerelateerd aan het voorkomen van kleine landschapselementen, maar positief aan de fragmentatie van het landschap en is dus ook indicatief voor de structuur van het landschap. De laatste component is vooral sterk (en positief) met de oppervlakte van de percelen gecorreleerd, en samen met de negatieve invloed van habitat diversiteitsindexen weerspiegelt deze component dus grotere, eerder structuurarme gebieden. Bijlage 8 toont een scatterplot dat de paarsgewijze correlaties tussen de PDPO II variabelen weergeeft, en daaruit blijkt dat de oppervlakte (in ha) weidevogelbeheermaatregelen in een straal van 200 m rond een perceel erg sterk gekoppeld is aan het percentuele aandeel weidevogelbeheermaatregelen in die buffer ($r=0.95$). Dit is ook zo voor de akkervogelbeheermaatregelen ($r=0.94$), en daarom wordt verder alleen nog gewerkt met de oppervlakte aan maatregelen (in ha). Alle andere correlaties zijn kleiner dan 0.7 en dus niet problematisch.



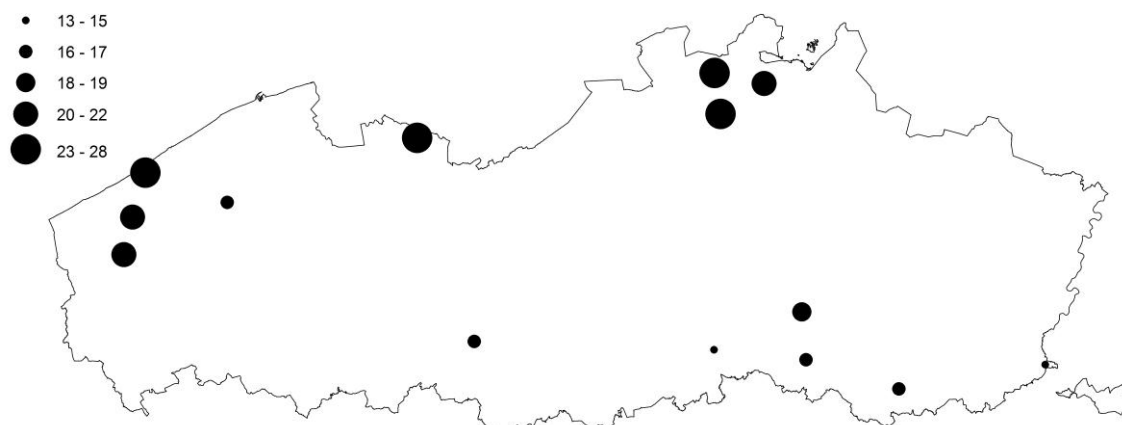
Figuur 24 Visuele voorstelling de PCA componenten gebaseerd op de (continue) habitatvariabelen. De Y-as geeft de eigenvalue per component weer. Alleen de eerste vijf componenten hebben een waarde groter dan 5 en worden weerhouden voor verdere analyses.

Tabel 15 Bijdragen van de verschillende habitatvariabelen aan de PCA componenten.

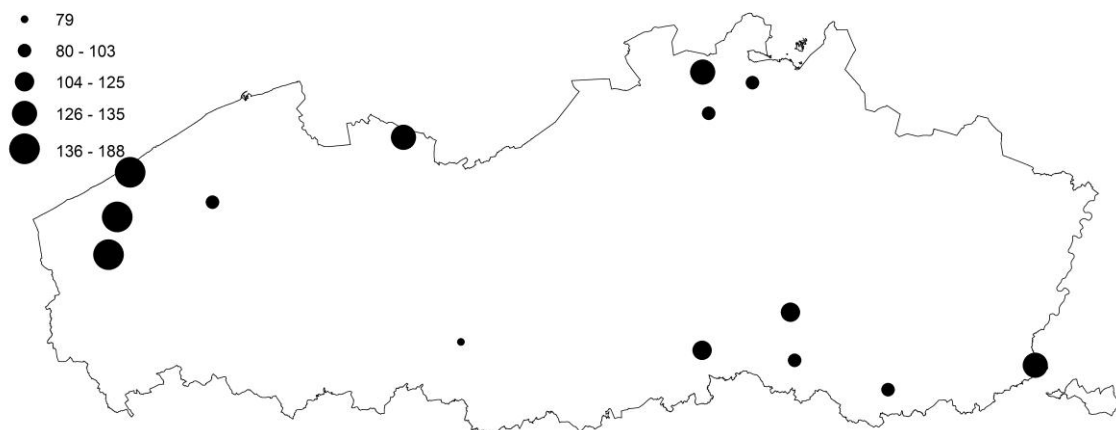
	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5
AREA	0.00	0.14	-0.18	0.08	0.78
HHHDI200	0.26	-0.29	0.10	-0.01	-0.15
HHHDI1000	0.23	-0.32	-0.07	0.08	0.17
HHCDI200	-0.29	-0.20	0.04	0.09	-0.33
HHCDI1000	-0.31	-0.27	0.00	0.07	0.00
LFAP200	-0.22	0.04	0.62	0.08	0.26
LFAP1000	-0.29	-0.01	0.56	0.00	-0.01
OPEN	-0.12	0.41	-0.04	-0.09	0.05
OPEN200	-0.12	0.44	-0.05	-0.12	-0.07
OPEN1000	-0.09	0.41	-0.10	-0.18	-0.22
pAKK200	-0.39	0.06	-0.04	0.14	0.05
pAKK1000	-0.33	0.01	-0.18	0.07	-0.04
pGRAS200	0.35	0.16	0.30	-0.05	0.07
pGRAS1000	0.32	0.19	0.33	-0.09	-0.08
pKLEHOPP10	-0.04	-0.11	0.00	-0.64	-0.07
pKLEOPP200	-0.07	-0.17	-0.03	-0.63	0.14
pKLEOPP100	-0.20	-0.20	0.04	-0.27	0.27

4.2.3 Resultaten inventarisaties

In de 14 gebieden werden er in totaal 50 soorten waargenomen, en van 43 soorten werden voldoende waarnemingen verricht om territoria te kunnen afbakenen. Bijlage 9 geeft een overzicht van het aantal waarnemingen van elke soort, en van het aantal territoria per soort. Fig. 25 toont de soortendiversiteit over de verschillende gebieden heen terwijl Fig. 26 de totale aantallen territoria illustreert. Het soortenrijkste gebied was Boekhoutte met 28 soorten terwijl Leefdaal met 13 soorten het soortenarmste gebied was. De meeste territoria konden in Schoorbakke afgebakend worden (nl. 188). In Sint-Lievens-Esse daarentegen konden slechts 79 territoria afgebakend worden.

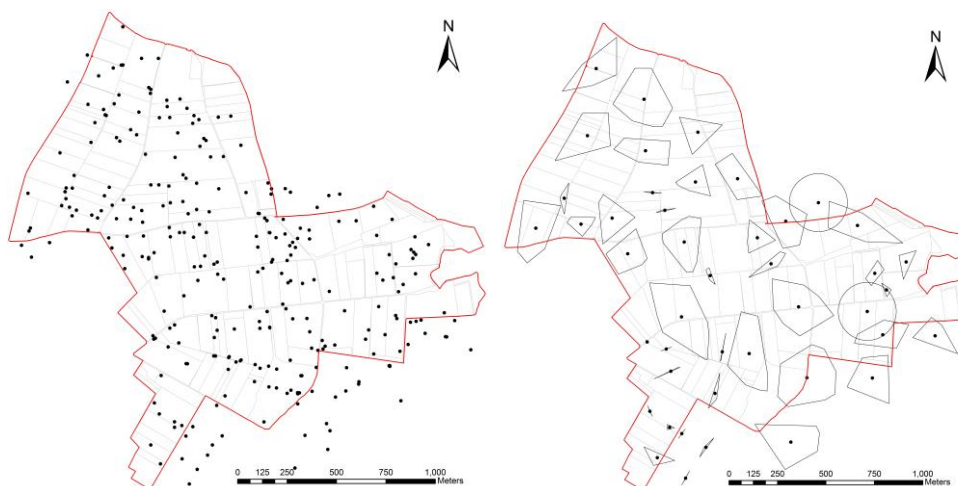


Figuur 25 Aantal soorten waargenomen in de inventarisatiegebieden. Alleen soorten waarvan ten minste 1 territorium kon afgebakend worden tellen mee.



Figuur 26 Aantal territoria per inventarisatiegebied.

Fig. 27 illustreert hoe de waarnemingen van een bepaalde soort omgezet worden in territoria. De linkerkant van Fig. 27 toont alle waarnemingen van de veldleeuwerik, een soort waarvoor slechts 1 geldige waarneming vereist is voor het afbakenen van een territorium en met een fusie-afstand van 300 m (zie methodes, Van Dijk 2004). De rechterkant van Fig. 27 toont het aantal uiteindelijk afgebakende territoria, en hun middelpunt.

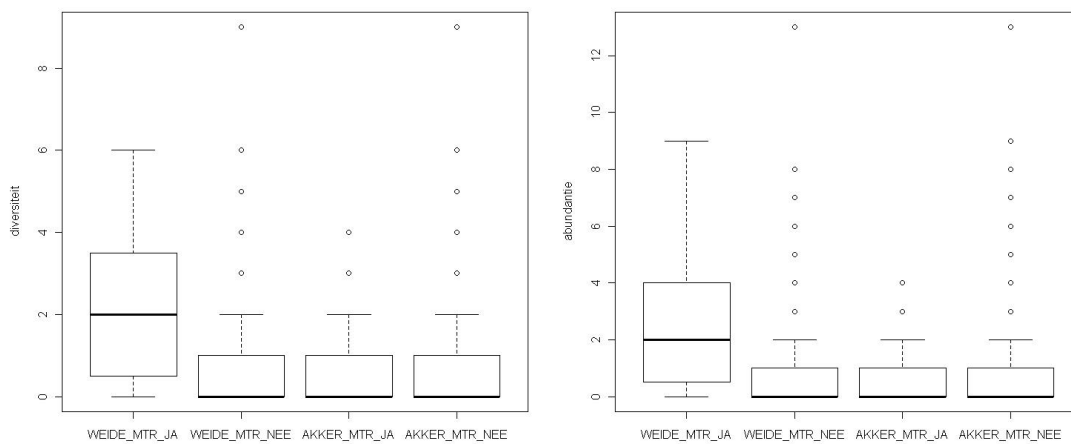


Figuur 27 Aantal waarnemingen en afgebakende territoria van veldleeuwerik in het inventarisatiegebied Zussen-Tiendeberg (Limburg). Links staan alle waarnemingen van veldleeuweriken afgebeeld, rechts de afgebakende territoria en hun middelpunten. De rode lijn geeft de grenzen van het inventarisatiegebied weer, de lichtgrijze lijnen de landbouwpercelen volgens de EPR laag.

4.2.4 Resultaten analyses indicatorniveau

Per perceel werden, zoals in onderdeel 4.1.1.3 beschreven, een vijftal indicatoren berekend, nl. het totaal aantal territoria per perceel, het logaritme, de

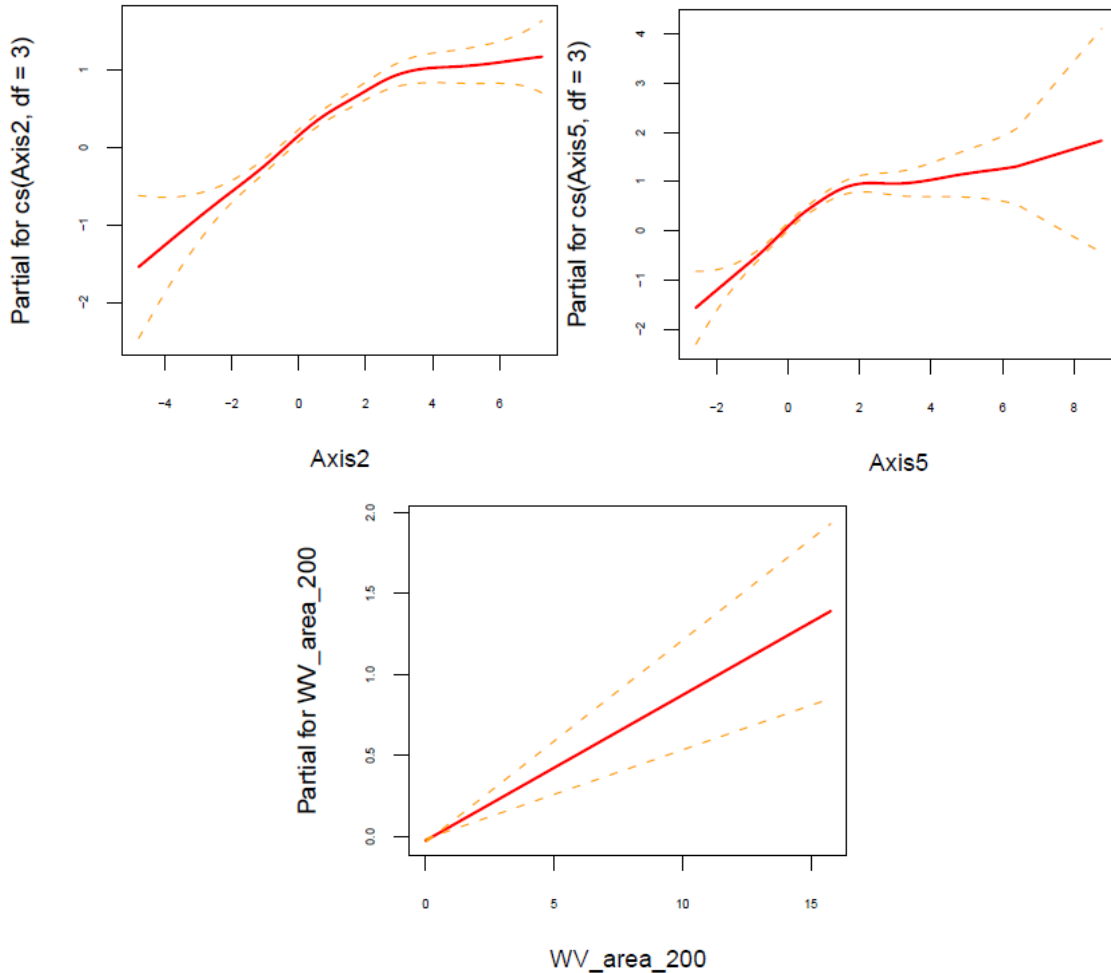
vierkantswortel en de vierdemachtswortel van het aantal territoria per perceel en uiteindelijk het aantal vogelsoorten per perceel. Het totaal aantal territoria per perceel varieerde van minimaal 0 (geen enkel territorium aanwezig) tot een maximum van 13, en het aantal verschillende vogelsoorten van 0 tot 9. Een vergelijking van de 'ruwe data' toont aan dat er meer vogelsoorten worden waargenomen op percelen onder weidevogelbeheer (2.10 ± 1.94 soorten vs. 0.58 ± 0.97), en dat er ook meer territoria op gevestigd zijn (2.94 ± 3.06 soorten vs. 0.64 ± 1.14). Dit geldt ook voor percelen onder akkervogelbeheer (AKKER_MTR), alhoewel de verschillen kleiner zijn (soortdiversiteit: 0.71 ± 1.12 vs. 0.60 ± 1.20 , abundantie: 0.79 ± 1.28 vs. 0.70 ± 1.20). Fig. 28 illustreert deze verschillen aan de hand van boxplots.



Figuur 28 Boxplots die de verschillen in soortenrijkdom en -abundantie tussen percelen met akker- of weidevogelbeheermaatregelen (AKKER/WEIDE_MTR_JA) en percelen zonder die maatregelen (AKKER/WEIDE_MTR_NEE) voorstellen. De y-as van de linkse figuur stelt het aantal vogelsoorten per perceel voor, de y-as van de rechtse figuur het aantal territoria per perceel.

De variabelen AKKER_MTR en WEIDE_MTR maken echter geen deel uit van de uiteindelijke modellen, maar alle indicatoren wijzen wel op een positief effect van de oppervlakte landbouwgebied onder weidevogelbeheermaatregelen in een buffer van 200m rond een perceel (WV_AREA_200). Van alle variabelen die gebruikt werden om het effect van de verschillende PDPO II maatregelen na te gaan (tabel 11) wordt dus alleen WV_AREA_200 weerhouden in de indicatoranalyses. Daarnaast wordt de soortdiversiteit- en abundantie ook door verschillende habitatvariabelen beïnvloedt. Alle vijf indicatoren weerhielden de PCA componenten 2 en 5 als habitatvariabelen in het model, en de indicatoren gebaseerd op het logaritme, de vierkantswortel en de vierdemachtswortel weerhielden ook nog component 1. De resultaten van alle analyses worden grafisch voorgesteld in bijlage 10. Gezien deze evaluatie focust op de PDPO II maatregelen zullen de habitatvariabelen niet in detail besproken worden, maar ter illustratie worden de resultaten van de indicator 'totale abundantie' hieronder toegelicht. Fig. 29 illustreert de verbanden tussen het aantal territoria per perceel (i.e. indicator 'totale abundantie') enerzijds en de habitatvariabelen en de PDPO II maatregelen anderzijds. Fig. 29 bestaat uit drie

'*partial residual plots*', waarvan de x-as de onafhankelijke variabelen weergeeft ('Axis' staat voor PCA component, WV_area_200 voor het aantal hectare landbouwgrond onder weidevogelbeheer in buffer van 200m rond een perceel). De y-as stelt het (relatieve) aantal territoria per perceel voor.



Figuur 29 *Partial residual plots* die illustreren hoe de habitat- en PDPO II variabelen de indicator 'totale abundantie' beïnvloeden. 'Axis' staat voor PCA component, WV_area_200 voor het aantal hectare landbouwgrond onder weidevogelbeheer in buffer van 200m rond een perceel.

De eerste grafiek toont het verband tussen het aantal territoria per perceel en PCA component 2. Deze as vertegenwoordigt open, structuurarme gebieden, en het hier gevonden verband toont aan dat in deze gebieden het aantal territoria het hoogste is, alhoewel de relatie duidelijk afvlakt bij erg hoge waarden van component 2. De tweede grafiek toont een sterk en consistent positief verband aan met component 5. Component 5 wordt vooral beïnvloed door de grootte van de landbouwpercelen, en deze grafiek toont dus aan dat er meer territoria gevonden worden op grotere percelen. De laatste grafiek toont aan dat er beduidend meer territoria aanwezig waren op percelen met een groter aantal hectare landbouwgrond onder

weidevogelbeheer in buffer van 200m rond het beschouwde perceel. Merk op dat wegens het beperkte voorkomen van akker- en weidevogelbeheermaatregelen alleen lineaire relaties getest konden voor deze variabelen, en dat het resulterende model uitsluitend 'rechte lijnen' kan opleveren voor de akker- en weidevogelbeheermaatregelen. Alle grafieken vermeld in bijlage 10 kunnen op een analoge manier geïnterpreteerd worden. De verklarende kracht van de modellen varieerde van 27 tot 31 %, waarbij de weerhouden PDPO II maatregelen goed zijn voor ongeveer 2 % van de verklaarde variatie (totale abundantie 31 %, logaritme 29 %, vierkantswortel 29 %, vierdemachtswortel 29 % en soortendiversiteit 28 %). De indicatoren 'totale abundantie' en 'soortendiversiteit' werden het beste gemodelleerd met Negative Binomial distributie (Type II). De drie andere indicatoren werden gemodelleerd met een normale verdeling, en voor alle analyses werd aan de modelvoorwaarden voldaan (zie bijlage 10).

4.2.5 Resultaten analyses op soortniveau

De analyses op soortniveau tonen aan de aantallen vogels vaak hoger zijn op percelen die in een gebied liggen waar een (relatief) grote oppervlakte landbouwgrond onder weidevogelbeheer valt. Akkervogelbeheer is daarentegen slechts voor een klein aantal soorten gecorreleerd met hogere densiteiten. Voor bepaalde soorten blijkt ook de teeltkeuze van belang. Zoals in onderdeel 4.1.3.2 beschreven werden de analyses op soortniveau uitgevoerd aan de hand van een viertal verschillende modellen. Eerst werd dezelfde aanpak gehanteerd als bij de analyse van de indicatoren (i.e. gamlss methode met SBC criterium; GAMLSS_SBC), waarna deze herhaald werd met het minder strikte AIC criterium (GAMLSS_AIC). Beide modellen maken gebruik van één categorische variabele om de potentiële invloed van gewassen na te gaan, maar gezien de soms kleine steekproefgrootte van de analyses op soortniveau werden ook modellen geconstrueerd waarbij de verschillende teelten als aparte variabelen beschouwd werden (GAMLSS_SBC_gewas). Bij soorten waarvan maximaal één territorium per perceel kon vastgesteld worden leidden deze drie analyses niet tot bevredigende resultaten (i.e. voor geen enkele soort kon een model opgesteld worden). Daarom werd een vierde analyse uitgevoerd waarbij lineaire modellen getest werden aan de hand van een eenvoudiger glm framework (GLM_SBC).

De resultaten van de soortanalyses worden samengevat in tabel 16. In deze tabel duidt een cijfercode aan of een bepaalde analysetechniek erin slaagde om voor een bepaalde soort een habitatmodel op te stellen, en of er PDPO II maatregelen weerhouden werden in het uiteindelijke model. Cijfercodes zijn 1 voor GAMLSS_SBC, 2 voor GAMLSS_AIC, 3 voor GAMLSS_SBC_gewas en 4 voor GLM_SBC. Gedetailleerde resultaten van deze analyses kunnen gevonden worden in bijlage 11 (grafieken voor de GAMLSS analyses, schattingen en standaardfouten voor de variabelen weerhouden in de GLM_SBC analyse). De resultaten tonen aan dat de variabelen gerelateerd aan weidevogelbeheer het vaakst weerhouden werden in de soortanalyses (WV_AREA_200: 7 soorten, WV_buur: 6 soorten, WV_MTR: 3 soorten). Net als in de indicatoranalyses blijken vooral de variabelen die de hoeveelheid landbouwgrond onder weidevogelbeheer in het landschap meten van belang (i.e. WV_AREA_200 en WEIDEBUUR), eerder dan het actief zijn van een maatregel op een bepaald perceel zelf (i.e. WEIDE_MTR). Vogels die in tenminste één model positief gerelateerd zijn aan weidevogelbeheer zijn bergeend, grutto,

kievit, meerkoet, rietgors, rietzanger, roodborsttapuit, wulp, graspieper, Canadese gans en spotvogel. De hoeveelheid landbouwgrond onder akkervogelbeheer is van belang voor een viertal soorten. Met uitzondering van de GAMLSS_SBC analyse wijzen alle modellen op een negatieve correlatie tussen de aantallen kieviten en het aantal hectare landbouwgrond onder akkervogelbeheer in een straal van 200m rond een perceel (AV_200_AREA). Volgens de GAMLSS_AIC techniek is deze variabele wel positief gerelateerd aan de abundantie van veldleeuweriken. Het aantal aanpalende percelen onder akkervogelbeheer (AKKBUUR) heeft volgens alle modellen een positieve invloed op het aantal huismussen, en volgens de GAMLSS_AIC techniek ook op de abundantie van grasmus. Grasmussen zijn ook positief gecorreleerd met PDPO II maatregelen met een direct en een indirect verwacht effect op de algemene biodiversiteit. Ook roodborsttapuiten zijn talrijker in gebieden met een grotere dichtheid aan maatregelen met een indirect verwacht effect. Maatregelen waarvan geen effect verwacht werd op de biodiversiteit zijn ook bijna nooit gecorreleerd met aantallen soorten; alleen gele kwikstaarten lijken talrijker voor te komen op percelen zonder deze maatregelen. Voor een twaalfstal soorten kon geen enkele techniek ook maar één variabele weerhouden in het uiteindelijke model. Dit wordt hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door de lage steekproefgrootte van deze soorten (i.e., maximum 15 territoria afgebakend in de 14 gebieden samen).

De resultaten van de soortanalyses verschillen enigszins naargelang de gebruikte analysetechniek. De GLM_SBC techniek levert – over alle soorten heen – het grootste aantal correlaties (44) op, maar het betreft hier vaak correlaties met habitatfactoren voor soorten waarvan maximaal één territorium per perceel kon vastgesteld worden. Bij de drie gebruikte gamlss technieken komen de meeste correlaties voor bij het GAMLSS_AIC model (32) tegenover slechts 17 en 22 correlaties voor het GAMLSS_SBC en het GAMLSS_SBC_gewas model, respectievelijk. De verklarende waarde van de GAMLSS_AIC modellen is het hoogste (gemiddelde R-square = 0.20, max. = 0.61) terwijl het GAMLSS_SBC model het laagste scoort (gemiddelde R-square = 0.11, max. = 0.58; en 0.12 en 0.58 voor GAMLSS_SBC_gewas). De robuustheid van de gevonden verbanden kan geschat worden door na te gaan of een bepaalde correlatie in alle modellen wordt teruggevonden, of daarentegen van slechts één bepaalde techniek afhangt. In bijlage 11 kunnen ook alle corresponderende *partial residual plots* geïnspecteerd worden, waarbij de spreiding van de confidentie-intervallen ten opzicht van de gemiddelde trend indicatief is voor de betrouwbaarheid (of de verhouding tussen de waarde van de schatting en zijn standaardfout bij de GLM_SBC analyses).

Tabel 16 Resultaten van de verschillende analyses op soortniveau. De gebruikte cijfers tonen voor elke soort apart aan of een bepaalde analysetechniek erin slaagde om een habitatmodel op te stellen en of er bepaalde PDPO II maatregelen een invloed hadden op de abundantie van de gemodelleerde soort. Codes zijn 1: GAMLSS_SBC, 2: GAMLSS_AIC, 3: GAMLSS_SBC_gewas, 4: GLM_SBC.

Gedetailleerde resultaten per soort en per analysetechniek kunnen in bijlage 11 gevonden worden.

SOORT	habitat	geen effect	indirect effect	direct effect	weide_MTR	akker_MTR	WEIDEBUUR	AKKBUUR	WV_AREA_200	AV_AREA_200
bergeend	2,4						4		1,2,3,4	
blauwborst	4									
boerenzwaluw										
bosrietzanger										
braamsluiper	1,3,4									
bruine kiekendief										
buizerd										
canadese gans							4			
ekster	2,3,4									
fazant	4									
geelgors	1,2,3,4									
gele kwikstaart	1,2,3,4	2,3								
grasmus	1,2,3,4		2,4	2,4				2		
graspieper	1,2,3						4			
grauwe gors										
groenling	4									
grote lijster										
grutto	1,2,3,4						4		2	
holenduif	4									
huismus	1,2,3,4							1,2,3,4		
huiszwaluw										
kievit	1,2,3,4								2	2,3,4
kneu	1,2,3,4									
koekoek	4									
kuifeend										
kwartel										
meerkoet	1,2,3,4				2,4				2,4	
nijlgans										
patrijs	4									
putter										
rietgors	1,2,3,4				2		4		3,4	
rietzanger	1,2,3,4								2,3,4	

Tabel 16 (vervolg) Resultaten van de verschillende analyses op soortniveau. De gebruikte cijfers tonen voor elke soort apart aan of een bepaalde analysetechniek erin slaagde om een habitatmodel op te stellen en of er bepaalde PDPO II maatregelen een invloed hadden op de abundantie van de gemodelleerde soort. Codes zijn 1: GAMLSS_SBC, 2: GAMLSS_AIC, 3: GAMLSS_SBC_gewas, 4:

GLM_SBC. Gedetailleerde resultaten per soort en per analysetechniek kunnen in bijlage 11 gevonden worden.

ringmus	4								
roodborsttapuit	1,2,3,4		2,4					1,2,3,4	
scholekster	4								
slobeend	4								
spotvogel	2				4				
torenvalk									
veldleeuwerik	1,2,3,4								2
witte kwikstaart	4								
wulp						4			
zwarte roodstaart	4								

5 Discussie

Sinds het einde van de Tweede Wereldoorlog is de manier waarop aan landbouw gedaan wordt in Europa ingrijpend veranderd (Robinson & Sutherland 2002). In een tijdspanne van enkele decennia heeft de Europese landbouw een sterke intensivering ondergaan, die geleid heeft tot een forse toename van de productiviteit, maar die ook de oorzaak is van een drastische achteruitgang van de biodiversiteit op het platteland (Siriwardena *et al.* 1998; Donald *et al.* 2001; Donald *et al.* 2006). Ongeveer de helft van het Europese landschap is in landbouwgebruik, en dit platteland herbergt een belangrijk deel van de Europese biodiversiteit (Tucker & Heath 1994). Het beschermen van de biodiversiteit op het platteland is dus van cruciaal belang voor het overleven van vele soorten. De precaire toestand van het leefmilieu op het platteland heeft er dan ook toe geleid dat het Europees landbouwbeleid de verbetering van de biodiversiteit als expliciete beleid doelstelling heeft opgenomen (Donald *et al.* 2002). Het Europees landbouwbeleid bestaat uit twee pijlers (het markt- & inkomensbeleid en het plattelandsbeleid), en in beide pijlers zitten mechanismen vervat die tot een herstel van de biodiversiteit zouden moeten leiden (Donald *et al.* 2002). Om beroep te kunnen doen op de steunmechanismen vervat in de eerste pijler (markt- en inkomensbeleid) moet een landbouwer voldoen aan een aantal randvoorwaarden (i.e. de cross-compliance), waaronder het respecteren van minimumnormen op het vlak van milieu en dierenwelzijn.

Onder de tweede pijler (plattelandsbeleid) zijn een aantal agromilieumaatregelen en beheerovereenkomsten uitgewerkt die een landbouwer vrijwillig kan aangaan. In ruil voor het uitvoeren van deze beheerpakketten krijgt de landbouwer een vooraf vastgelegde vergoeding. De EU heeft voor de periode 2007–2013 een budget van 87 miljard euro vrijgemaakt voor agromilieumaatregelen en beheerovereenkomsten, maar het is niet duidelijk hoe effectief deze maatregelen zijn (Kleijn *et al.* 2001; Kleijn *et al.* 2006). Hoewel er verschillende (regionale) succesverhalen bestaan (bv. beschermingsmaatregelen voor cirlogorzen in Engeland, Peach *et al.* 2001) wijzen de meeste pan-Europese studies erop dat de getroffen maatregelen niet voldoende zijn om de achteruitgang van de biodiversiteit te stoppen (Vickery *et al.* 2004; Kleijn & Baldi 2005; Whittingham 2007). Een algemene vaststelling is ook dat een wetenschappelijk onderbouwde monitoring van de biodiversiteit op het platteland vaak ontbreekt, wat het moeilijk maakt om de effectiviteit van de verschillende beschermingsmaatregelen in te schatten (Ferraro & Pattanayak 2006; Kleijn *et al.* 2006).

Ook in Vlaanderen is dit zo. Vlaanderen wordt gekenmerkt door een zeer intensieve landbouw, en de biodiversiteit op het Vlaamse platteland is de laatste decennia nog sterker achteruitgegaan dan in de buurlanden (Dumortier *et al.* 2007; Danckaert *et al.* 2009). In Vlaanderen regelt het Vlaams Programmadoelmatigheidsdocument voor Plattelandsontwikkeling (PDPO II 2007–2013) de implementatie van agromilieumaatregelen en beheerovereenkomsten. In 2010 is het PDPO II onderhevig aan een Mid-term evaluatie, waarbij de kwaliteit, de doeltreffendheid en de doelmatigheid van het PDPO II geëvalueerd wordt. In het kader van deze evaluatie ontwikkelt deze studie een impactindicator die de ecologische 'winst' van de verschillende PDPO II maatregelen kwantificeert. Hiertoe werd in deze studie nagegaan welke bestaande meetnetten geschikt zijn om de data aan te leveren die

nodig zijn voor het berekenen van deze impactindicator. Als impactindicator werd gekozen voor de abundantie en soortdiversiteit van broedvogels op het platteland. Indicatorwaarden kunnen driejaarlijks bepaald worden op basis van gegevens uit het bestaande biodiversiteitsmeetnet 'Algemene Broedvogels Vlaanderen' en de jaarlijkse landbouwaangifte van percelen, beheerovereenkomsten en teelten. Om de causaliteit van door de indicator aangegeven impact permanent te kunnen evalueren en toetsen, werd in deze studie ook een nieuw meetnet ontworpen. Hierbij wordt via gerichte inventarisaties in een aantal speciaal daartoe geselecteerde landbouwgebieden verspreid over Vlaanderen inzichten verworven in de relatie tussen type, dichtheden en spreiding van beheermaatregelen en de aanwezigheid, dichtheden en terreingebruik van broedvogels in deze gebieden. Eerst zullen de resultaten van de analyses besproken worden, daarna zal dieper ingegaan worden op de voor- en nadelen van de gebruikte meetnetten. Aanbevelingen voor het beleid worden expliciet geformuleerd in onderdeel 6 ('Aanbevelingen voor het beleid').

5.1 Resultaten analyses van de impactindicator

Het ABV-meetnet suggereert dat de diversiteit van broedvogels op het platteland positief beïnvloed wordt door PDPO II maatregelen met een direct verwacht effect op de algemene biodiversiteit (i.e. de overeenkomsten botanisch beheer, hamsterbescherming, kleine landschapselementen, de BO en de vergoeding natuur, perceelsrandbeheer en biologische productiemethodes). De resultaten van de gerichte inventarisaties ondersteunen dit resultaat slechts gedeeltelijk: de analyse van de vijf gedefinieerde impactindicatoren (zie onderdeel 4.1.1.3) wijst niet op een effect van deze directe maatregelen, en de analyses op soortniveau suggereren alleen voor de grasmus en de roodborsttapuit een mogelijk positief effect.

Akker- en weidevogelbeheer wordt in Vlaanderen slechts op een erg beperkte oppervlakte toegepast, waardoor deze maatregelen niet apart konden geëvalueerd worden aan de hand van het ABV-meetnet. De gerichte inventarisaties werden daarentegen uitgevoerd in gebieden met een (relatief) hoge densiteit aan deze maatregelen. Uit dit meetnet blijkt dat percelen onder weidevogelbeheer een hogere soortdiversiteit en abundantie hebben dan percelen niet onder weidevogelbeheer. De analyses tonen echter wel aan dat die hogere abundantie en diversiteit vooral geassocieerd is met de densiteit aan weidevogelmaatregelen in het landschap rond een perceel, eerder dan met het actief zijn van weidevogelbeheer op het beschouwde perceel zelf. In alle analyses bleken meerdere habitatvariabelen van belang, wat er op duidt dat er inderdaad habitatverschillen zijn tussen percelen met en percelen zonder PDPO II maatregelen.

5.1.1 PDPO II maatregelen met een direct, indirect of geen verwacht effect op de biodiversiteit

De maatregelen met een direct verwacht effect zijn samen gegroepeerd omdat er aanwijzingen bestaan dat ze inderdaad een positief effect kunnen hebben op de biodiversiteit. Gezien de grote variatie aan agromilieumaatregelen en beheersovereenkomsten die er bestaat in de EU is het niet eenvoudig om deze 'directe' maatregelen rechtstreeks te vergelijken met andere Europese studies, maar voor bepaalde maatregelen kunnen wel parallellen getrokken worden.

Verschillende studies hebben aangetoond dat de abundantie en soortdiversiteit van broedvogels vaak – maar niet altijd – hoger is wanneer biologische productiemethodes worden toegepast (Beecher *et al.* 2002; Hole *et al.* 2005; Kragten & de Snoo 2007), hoewel het niet duidelijk is welke mechanismen verantwoordelijk zijn voor die hogere biodiversiteit (bv. niet-gebruik van pesticiden en kunstmest of grotere habitatdiversiteit en ruimere teeltkeuze, McKenzie & Whittingham 2009; Geiger *et al.* 2010; Smith *et al.* 2010). De voorlopige consensus is echter wel dat biologische landbouw een gunstig effect heeft op de gezondheid van plattelandsecosystemen (Mader *et al.* 2002; Bengtsson, Ahnstrom & Weibull 2005). De beheerovereenkomst kleine landschapselementen mikt op het behoud en herstel van hagen, heggen, houtkanten en poelen op het platteland, en er is een groot aantal studies die het belang van deze habitats in landbouwgebieden onderstreept. In het Verenigd Koninkrijk, bijvoorbeeld, is het aantal hagen sinds 1945 met ongeveer 50% verminderd, en het daarmee gepaard gaande verlies aan nestgelegenheid en foerageergelegenheid wordt beschouwd als een van de drijvende krachten achter de teloorgang van de fauna en flora op het platteland (Hinsley & Bellamy 2000; Robinson & Sutherland 2002). Fuller *et al.* (2001) toonden aan dat de soortdiversiteit positief gerelateerd was aan densiteit van hagen in het landschap en dat soorten als heggemus, grasmus, braamsluiper, kneu, putter, groenling en geelgors als specialisten van hagen en houtkanten beschouwd kunnen worden. Hagen en houtkanten zorgen ook voor structurele variatie in het landschap, creëren microhabitats (bv. beschutting tegen wind, schaduwkanten,...) en fungeren als cruciale corridors voor de dispersie van vogels, zoogdieren, insecten en planten (Burel 1996; Charrier, Petit & Burel 1997; Clergeau & Burel 1997). Het herstel van hagen en houtkanten heeft dan ook vaak een positief effect op de biodiversiteit. Perkins *et al.* (2002), bijvoorbeeld, toonden aan dat het onderhoud van hagen gecombineerd met het aanleggen van gemaaide en ongemaaide grasstroken op landbouwpercelen een duidelijk gunstig effect had op het broedsucces van geelgorzen. De beheerovereenkomst perceelsrandbeheer, waarbij er een grasstrook of een strook met spontane vegetatie van 5 tot 10 meter breed wordt aangelegd langsheen een waterloop, holle weg of houtkant, heeft dus ook potentieel om bij te dragen aan een duurzamere landbouw en een verhoging van de biodiversiteit. Grasstroken kunnen de invloed van pesticiden en kunstmeststoffen enigszins bufferen, en de zijn vaak geassocieerd met een typische waaier aan voedselplanten en insecten (Marshall & Moonen 2002; Meek *et al.* 2002). De aanleg van grasstroken is een van de meest toegepaste beheermaatregelen in Europa, en heeft in Engeland een belangrijke rol gespeeld bij het herstel van verschillende akkervogelpopulaties (Vickery, Carter & Fuller 2002; Douglas, Vickery & Benton 2009; Vickery, Feber & Fuller 2009). De overige directe maatregelen (botanisch beheer, bescherming hamster, BO en vergoeding natuur) zijn moeilijker te vergelijken met andere studies en landen, maar gezien deze maatregelen rechtstreeks gericht zijn op het verhogen van de biodiversiteit is het redelijk te veronderstellen dat, als de maatregelen effectief zijn, ze ook in verhoogde aantallen vogels zullen resulteren.

De meeste maatregelen met een direct verwacht effect op de biodiversiteit worden in meerdere Europese landen toegepast, en er zijn verschillende studies bekend waarbij deze maatregelen (of combinaties van ervan) geleid hebben tot een herstel van populaties van akker- en weidevogels. In deze studie levert slechts één van de

twee datasets een positieve rol voor deze maatregelen (i.e. de ABV-dataset). Hiervoor zijn twee mogelijke oorzaken aan te duiden, een methodologische en een ecologische. De (ecologische) redenering achter de implementatie van perceelsgebonden beheermaatregelen is dat, als deze maatregelen zorgen voor een verbetering van de habitatkwaliteit van de percelen waarop ze van toepassing zijn, dit zal leiden tot een hoger broedsucces op die percelen. Doordat vogels vaak terugkeren naar de gebieden waar ze zich succesvol konden voortplanten of waar ze zelf geboren zijn, zou het toepassen van beheermaatregelen moeten leiden tot grotere aantallen vogels op die percelen (Thompson *et al.* 1994; Verhulst, Kleijn & Berendse 2007; Breeuwer *et al.* 2009). Het is echter ook mogelijk dat eventueel positieve effecten van beheermaatregelen zich niet manifesteren op het beheerde perceel zelf, maar wel op andere percelen in de omgeving van de beheerde percelen (het zogenaamde 'spill-over' effect, Knop *et al.* 2006; Gabriel *et al.* 2010). Dit kan bijvoorbeeld voorkomen als een bepaald perceel zijn draagkracht reeds bereikt heeft, en de 'extra' individuen moeten uitwijken naar naburige percelen. Als in Vlaanderen het geval zou zijn, dan is het mogelijk dat de gerichte inventarisaties – die zich op het perceelsniveau concentreren (i.e. detailniveau) – geen effect vinden, terwijl de analyse van de ABV data – die de aantallen vogels beschouwt per kilometerhok (i.e. landschapsschaal) – het effect wel detecteert. Een andere verklaring voor het verschil tussen de twee datasets is het verschil in soortensamenstelling tussen het ABV-meetnet en de gerichte inventarisaties. In het ABV-meetnet worden 101 algemene vogelsoorten in Vlaanderen opgevolgd, terwijl de gerichte inventarisaties zich beperkten tot 59 soorten typisch voor het Vlaamse platteland. Ook konden om praktische redenen een aantal talrijke landbouwsoorten zoals bv. de spreeuw of de houtduif tijdens de gerichte inventarisaties niet geteld worden (zie onderdeel 4.1.1.2). Het feit dat het ABV-meetnet meer en andere soorten opvolgt dan de gerichte inventarisaties zou kunnen verklaren waarom de directe PDPO II maatregelen alleen in de ABV-dataset belangrijk zijn. Het ABV-meetnet volgt niet alleen de typische landbouwsoorten op, en dit kan van belang zijn, bijvoorbeeld voor het beoordelen van de soortdiversiteit van hagen en houtkanten. Fuller *et al.* (2001) toonden aan dat er een sterke overlap bestaat tussen vogelgemeenschappen typisch voor bossen en gemeenschappen kenmerkend voor hagen op het platteland. Het ABV-meetnet zal deze gemeenschappen op een representatieve manier inventariseren, terwijl de gerichte inventarisaties zich concentreert op landbouwsoorten zoals kneu, putter en geelgors.

Zonder verder onderzoek is het niet mogelijk om uit te maken wat het verschil tussen de datasets nu exact veroorzaakt. Ook is het opmerkelijk dat de directe PDPO II maatregelen niet van belang blijken voor soorten zoals de geelgors. Deze directe maatregelen omvatten nochtans het beheer van houtkanten en houtwallen (beheersovereenkomst kleine landschapselementen) en de aanleg van grasstroken (beheersovereenkomst perceelrandenbeheer), maatregelen die in andere landen al een bewezen positief effect hebben op de aantallen geelgorzen (Bradbury *et al.* 2000; Perkins *et al.* 2002). De maatregelen gegroepeerd in de categorieën 'indirect' en 'geen effect' worden noch in de analyse van het ABV-meetnet als in de gerichte inventarisaties weerhouden als sturend voor de biodiversiteit op het platteland. Literatuuronderzoek toonde aan dat van al deze maatregelen, alleen erosiepreventie soms genoemd wordt als een maatregel die secundair een positief

effect op de biodiversiteit kan hebben (Stoate *et al.* 2001; Field *et al.* 2007). Het is dus geen verrassing dat deze PDPO II maatregelen niet van belang blijken te zijn. Toekomstig onderzoek zou zich kunnen concentreren op het evalueren van de potentiële rol van erosiebestrijding, en de andere 'indirecte' en 'geen effect' maatregelen buiten beschouwing laten. Er dient ook opgemerkt te worden dat in deze studie er alleen geëvalueerd werd of deze PDPO II maatregelen een merkbaar effect genereerden op de specifieke percelen waarop ze van toepassing waren. Toekomstig onderzoek zou kunnen nagaan of deze PDPO II maatregelen eventueel tot spill-over effecten leiden, waarbij hun effectiviteit zich eerder op een landschapsschaal dan op perceelsniveau manifesteert.

5.1.2 Akker- en weidevogelbeheermaatregelen

Alle vijf indicatoren tonen aan dat, nadat verschillen in habitatkwaliteit tussen percelen in rekening gebracht zijn, de soortdiversiteit en abundantie van broedvogels op het platteland positief gerelateerd is aan de hoeveelheid landbouwgrond onder weidevogelbeheer in het landschap rond een perceel. De analyses op soortniveau bevestigen dit: er werden beduidend meer bergeenden, grutto's, kieviten, meerkoeten, rietgorzen, rietzangers en roodborsttapuiten waargenomen op percelen gelegen in een landschap met een hogere densiteit aan weidevogelbeheermaatregelen. Voor andere typische weidevogels zoals gele kwikstaart en veldleeuwerik werd er echter geen verband gevonden met de aanwezigheid van of densiteit aan weidevogelbeheermaatregelen. Een gelijkaardig resultaat werd bekomen door Dallimer *et al.* (2010), die de effectiviteit van een langlopend programma (i.e. 20 jaar) van weidevogelbeheer in het noorden van Engeland evalueerden. De abundantie van specialisten van het hoogland en van bedreigde soorten bleek sterk gecorreleerd met de habitatkwaliteit van een perceel en met de proportie land onder weidevogelbeheer in een buffer van 500 m rond een perceel. Ook hier was de algemene trend een resultante van een niet-uniform patroon, waarbij sommige soorten wel en andere soorten niet reageerden op de implementatie van beheermaatregelen. In Nederland bleek dat de overlevingskans van jonge grutto's een positief verband vertoonde met proportie laat gemaaid graslanden in een gebied (Schekkerman & Muskens 2000). Vroeg maaien heeft een negatieve invloed op de voedselbeschikbaarheid, en als de gruttokuikens niet kunnen uitwijken naar ongemaaid percelen zijn negatieve effecten op groeisnelheid en overleving te verwachten (Schekkerman 1997). Ook is de predatiedruk in gemaaid graslanden hoger door een gebrek aan schuilmogelijkheden (Schekkerman & Muskens 2001). Kayastha (2007) vond verder dat de aanwezigheid van grote grazers tijdens het broedseizoen de habitatkwaliteit van een perceel voor grutto negatief beïnvloedde. Grazers zorgen voor een verlaging van de vegetatiehoogte en verminderen de plantbiomassa op een perceel, wat leidt tot een lager aanbod aan invertebrate prooien. Uit de soortanalyses van deze studie blijkt dat ook in Vlaanderen, het aantal grutto's per perceel sterk gecorreleerd is met de proportie land onder weidevogelbeheer in de omgeving van het perceel. Percelen onder weidevogelbeheer kunnen slechts laat op het seizoen gemaaid worden (i.e. na 15 juni), en de densiteit aan grazers wordt tijdens het broedseizoen beperkt tot twee dieren per ha. Ook de factoren begrazing en maaien werden weerhouden in het gruttomodel, en de aantallen grutto's lagen beduidend hoger in percelen die niet gemaaid of begraasd werden. Deze resultaten suggereren dat in Vlaanderen dezelfde mechanismen aan het werk zijn als in Nederland. Meer

onderzoek is nodig om na te gaan op welke specifieke manier dat de weidevogelbeheermaatregelen de abundanties van de vogelsoorten beïnvloeden, maar samenvattend kan gesteld worden dat de resultaten van deze studie, samen met de hierboven aangehaalde onderzoeken, erop wijzen dat de aantallen vogels op een landbouwperceel gunstig kunnen beïnvloed worden door de densiteit aan weidevogelbeheersmaatregelen in het omliggende landschap.

De in 2009 opgestarte akkervogelbeheermaatregelen worden, in tegenstelling tot het weidevogelbeheer, in geen enkele indicatoranalyse weerhouden. Ook de soortanalyses tonen geen verband tussen de aanwezigheid van deze recente maatregelen en de abundantie of diversiteit van broedende plattelandsvogels. De uitzondering is de huismus, aangezien alle analyses wijzen op een positieve correlatie tussen de aantallen huismussen op een perceel en het aantal aanpalende percelen onder akkervogelbeheer. Volgens één analyse geldt dit ook voor de grasmus. Drie van de vier analyses suggereren dat de aantallen Kieviten negatief beïnvloed worden door de proportie landbouwgebieden onder akkervogelbeheer in het omliggende landschap, terwijl de aantallen veldleeuweriken positief gecorreleerd zijn met deze variabele.

Dit alles hoeft niet te verbazen. Het feit dat akkervogelbeheermaatregelen slechts sporadisch geselecteerd worden in de analyses hangt samen met het feit dat de eerste maatregelen pas in 2009 operationeel werden en hun dichtheden tijdens het broedseizoen 2010 nog zeer laag waren. Bovendien spelen deze maatregelen vooral in op het voedselaanbod tijdens de winterperiode, en minder op het voorzien in nestgelegenheid en/of zomervoedsel. Daar waar de eerste weidevogelbeheermaatregelen al in 1999 actief werden zijn de eerste akkervogelmaatregelen pas op 1 januari 2009 van start gegaan. In 2010 werden 136 ha percelen beheerd onder deze maatregelen. Verschillende studies hebben aangetoond dat het vaak enkele jaren duurt voordat vogelpopulaties reageren op de veranderingen in het leefmilieu die het gevolg zijn van akker- of weidevogelbeheermaatregelen (Hinsley *et al.* 2010). Ook treden veranderingen op populatieniveau soms pas op als er in het landschap een minimale hoeveelheid oppervlakte onder beheer is, i.e. als een cruciale drempelwaarde voor de hoeveelheid hoge kwaliteit habitats of voedselbeschikbaarheid overschreden wordt (Chamberlain *et al.* 2000; Siriwardena 2010). Gezien de recente datum en de erg beperkte hoeveelheid landbouwgrond onder beheer is het onwaarschijnlijk dat akkervogelbeheermaatregelen reeds een sterk positief effect zouden hebben. De gevonden correlaties (met grasmus, huismus, Kievit en veldleeuwerik) moeten dus omzichtig geïnterpreteerd worden. Merk ook op dat inventarisaties plaatsvonden tijdens het eerste broedseizoen na de eerste winter met landbouwpercelen onder beheerovereenkomst akkervogels in Vlaanderen. De gevonden verbanden kunnen dus niet toegeschreven worden aan een verhoogde lokale rekrutering tengevolge van een hoger broedsucces of hogere overlevingskans van adulten en/of jongen, maar weerspiegelen op zijn best een herverdeling van de reeds aanwezige populatie over de verschillende percelen.

De akkervogelbeheermaatregelen actief in Vlaanderen concentreren zich vooral op het vergroten van het voedselaanbod via de aanleg van gemengde grasstroken of vogelvoedselgewassen. Theoretisch is het mogelijk dat soorten zoals huismus, grasmus en veldleeuwerik snel inspelen op dit verhoogde voedselaanbod, en dus in

grotere aantallen voorkomen in de buurt van percelen waarop deze maatregelen actief zijn. Meer onderzoek over een langere periode is echter nodig om hierover uitsluitsel te brengen. De schijnbaar negatieve relatie tussen de aantallen Kieviten en de implementatie van akkervogelbeheer is ecologisch gezien moeilijk te verklaren en ook hier is verder onderzoek nodig. Buitenlandse ervaringen met akker- (en weide-)vogelbeheer leren dat maatregelen vaak slechts effectief zijn als ze gunstige omstandigheden creëren voor de volledige levenscyclus van een soort (Gregory *et al.* 2004). Bij sommige soorten leidt een voedseltekort in het broedseizoen tot een te laag voortplantingssucces (Bradbury *et al.* 2000; Brickle *et al.* 2000; Pepin, Birkan & Angibault 2008) terwijl bij andere soorten de overleving tijdens de winter de cruciale factor voor het overleven van de soort is (Peach, Siriwardena & Gregory 1999; Siriwardena *et al.* 2000; Siriwardena, Calbrade & Vickery 2008). In afwachting van een grotere opname van deze maatregelen door landbouwers in Vlaanderen en meer data over populatietrends is het aan te raden om voor de belangrijkste doelsoorten van deze overeenkomst (bv. veldleeuwerik, geelgors, grauwe gors,...) een uitgebreidere studie van de internationale literatuur uit te voeren. Op basis van deze buitenlandse ervaringen kan dan een inschatting gemaakt worden van welke maatregelen, of mogelijk belangrijker, welke densiteit aan maatregelen er vereist is om de populaties van deze soorten gunstig te laten evolueren.

5.1.3 Berekening en analyse van de impactindicator

Deze studie presenteert een eerste evaluatie van de effectiviteit van de verschillende PDPO II maatregelen in Vlaanderen. Daartoe werd een meetnet opgesteld dat specifiek gericht is op het verzamelen van data over de abundantie en diversiteit van broedvogels op het platteland (i.e. de gerichte inventarisaties) en van data afkomstig uit de eerste telcyclus van het ABV-meetnet. Voor geen van beide meetnetten waren data beschikbaar over verschillende jaren, en het was dus ook niet mogelijk om populatietrends te vergelijken tussen percelen met en percelen zonder beheermaatregelen (Kleijn & Sutherland 2003). Zoals in onderdeel 2.2.2 is het daardoor nodig om te corrigeren voor eventuele verschillen in habitatkwaliteit tussen percelen, omdat beheermaatregelen vaak toegepast worden op percelen met een intrinsiek hogere kwaliteit dan het 'gemiddelde' landbouwperceel.

De analyse van de indicatoren toont aan dat er inderdaad (grote) habitatverschillen bestaan tussen percelen, en dat de diversiteit en abundantie van plattelandsvogels niet alleen door PDPO II maatregelen bepaald wordt. Een eerste vaststelling is dat de soortdiversiteit en abundantie groter is in meer open gebieden. De analyse van het ABV-meetnet toont een positieve correlatie tussen de indicator gebaseerd op alle broedvogels en de openheidsindex terwijl de gerichte inventarisaties een duidelijk verband laten zien tussen de diversiteit en abundantie van plattelandsvogels en PCA component 2, die open en eerder structuurarme gebieden vertegenwoordigt. De analyses op soortniveau tonen aan dat deze relatie vooral gedreven wordt door een aantal typische weidevogelsoorten. Het verband is het sterkste voor soorten zoals gele kwikstaart, grutto en veldleeuwerik. Ook graspieper, Kievit, meerkoet, rietzanger en rietgors verkiezen open gebieden, hoewel het verband voor deze soorten afvlakt (of zelfs licht afneemt) bij erg hoge openheidswaarden. Niet alle soorten verkiezen meer open gebieden, en een

kenmerkende akkervogel zoals de geelgors is minder talrijk in open gebieden. Dit geldt, in mindere mate, ook voor grasmus en roodborsttapuit, niet toevallig soorten die, net als de geelgors, aangewezen zijn op houtkanten en struwelen als broedhabitat. Merk echter op dat de akker- en weidevogelindicator voor de ABV-data een eerder negatief verband met openheid vertoont (dit in tegenstelling tot de indicator gebaseerd op alle broedvogels). De SEBI soorten werden in de ABV-analyse ook op soortniveau geanalyseerd, maar net zoals bij de gerichte inventarisaties vertonen Kievit, veldleeuwerik en gele kwikstaart een positieve correlatie met openheid. Het is niet onmiddellijk duidelijk welke factoren of soorten het negatief verband tussen de ABV akker- en weidevogelindicator en openheid drijven, maar hoogstwaarschijnlijk komt dit omdat de ABV-analyse een erg ruime definitie van akker- en weidevogelsoorten hanteert (akkervogels: 34 soorten, weidevogels: 22 soorten, tabel 3 en 4). Daardoor zijn ook een aantal (talrijke) habitatgeneralisten zoals bv. houtduif en zwarte kraai in deze indicatoren opgenomen. Deze soorten broeden in bossen, en verkiezen dus per definitie minder open gebieden als broedhabitat (de ABV-analyses toont inderdaad een negatieve relatie tussen de aantallen houtduiven en de openheid). Samenvattend kan dus besloten worden dat de biodiversiteit aan plattelandsvogels groter is in open gebieden. Fig. 25 en 26 illustreerden reeds dat het aantal soorten, en mindere mate het aantal territoria, groter is in weidegebieden dan in akkers. Dit is geen verrassing, daar in de inleiding al vermeld werd dat als gevolg van de historische evolutie van de landbouw, het Europese landbouwgebied gedomineerd door openlandschap specialisten en een aantal habitatgeneralisten.

Een tweede vaststelling is dat op grote percelen meer soorten en territoria voorkomen dan op kleinere percelen. Dit kan afgeleid worden uit de positieve correlatie tussen oppervlakte en de akker- en weidevogelindicator in het ABV-meetnet en tussen de indicatorwaarden en PCA component 5 bij de gerichte inventarisaties. Grotere percelen herbergen meer hulpbronnen, en het is dus logisch dat op grotere percelen meer territoria gevestigd kunnen worden. De relatie tussen het aantal soorten en de grootte van percelen moet omzichtiger geïnterpreteerd worden. Enerzijds is de soort-oppervlakte relatie, waarbij het aantal soorten toeneemt met de oppervlakte van een habitat, een van de best gekende en meest robuuste relaties in de ecologie (Connor & McCoy 1979). De onderliggende mechanismen die de vorm van de soort-oppervlakte curve bepalen zijn echter niet steeds goed begrepen, en er zijn dan ook meerdere verklaringen voorgesteld. Deze omvatten (onder andere) de balans tussen immigratie- en uitstervingsnelheden, de frequentie en omvang van verstoringen in grote versus kleinere habitats, prooi-predator interacties en het samenklusteren van individuen tengevolge van dispersiebeperkingen of een grote habitatheterogeniteit (Coleman 1981; Palmer & White 1994; Rosenzweig 1995). Nu valt het niet uit te sluiten dat (sommige van) deze mechanismen ook hier aan het werk zijn, maar er moet toch opgemerkt worden dat soort-oppervlaktescurves meestal toegepast worden op eilandvastelandsystemen, of bij studies over soortdiversiteiten over grotere habitats of regio's. Deze studie vindt een positief verband tussen soortenrijkdom en de grootte van landbouwpercelen, die per definitie een sterk homogene structuur hebben en waarvan de maximale grootte de 19 ha niet overschrijdt. PCA component 5 wordt grotendeels gedomineerd door de grootte van de landbouwpercelen, maar vertoont toch ook een zekere correlatie met de openheid (positief) en habitatheterogeniteit

(negatief) van het landschap. Met andere woorden, grotere percelen zijn vaak ook open en structuurarme percelen, en het grotere aantal soorten op deze percelen kan dus ook (deels) verklaard worden door de relatieve dominantie van open-habitatspecialisten in de indicator. Inderdaad, de soortanalyses tonen aan dat ook voor de abundantie, de relatie met oppervlakte het sterkst is voor typische plattelandsvogels zoals gele kwikstaart, Kievit en veldleeuwerik. Deze interpretatie wordt ondersteund door het feit dat de ABV-indicator gebaseerd op alle vogelsoorten een negatieve relatie vertoont met de perceelsoppervlakte, terwijl het verband positief is voor akker- en weidevogels. Dit wijst erop dat gebieden gedomineerd door grote landbouwpercelen goed zijn voor plattelandsvogels, maar dat het ontbreken van andere habitats (zoals bossen) zorgt voor een lagere totale diversiteit van de avifauna in deze gebieden.

Een laatste belangrijke habitatfactor is de teeltkeuze op de verschillende landbouwpercelen. Teeltkeuze werd niet weerhouden in de indicatoranalyses gebaseerd op de gerichte inventarisaties, maar de ABV-indicatoren – waar de potentiële rol van gewassen expliciet getest werd door de verschillende teelten apart aan het model toe te voegen – tonen aan dat de gewaskeuze wel degelijk een rol speelt. De akkervogelindicator was positief gerelateerd aan graanteelt en de weidevogelindicator bereikte hogere waarden in hokken met veel graslanden. Zowel de akker- als de weidevogelindicator reageerden negatief op de teelt van maïs. Verschillende akkervogels zijn voornamelijk granivoor (bv. ringmus, veldleeuwerik, kneu, ...) en de positieve relatie tussen de akkervogelindicator en de aanwezigheid van granen wordt dus hoogstwaarschijnlijk gedreven door de hogere voedselbeschikbaarheid in gebieden met graanteelt (Dochy & Hens 2005). Merk wel op dat verschillende studies suggereren dat de beschikbaarheid van granen in de winter van groter belang is voor het overleven van populaties dan het voedselaanbod tijdens het broedseizoen (Newton 2004). Graslanden vormen het belangrijkste broed- én foerageergebied voor meerdere weidevogelsoorten, en de positieve relatie tussen beide is dan ook logisch. Bij de soortanalyses van de gerichte inventarisaties zijn er modellen gebouwd die expliciet peilden naar de rol van gewassen, en voor meerdere soorten bleken bepaalde gewassen inderdaad van belang. Rekening houden met teeltkeuze zorgde voor een hogere verklarende waarde van verschillende modellen, maar had geen invloed op de resultaten aangaand de rol van PDPO II maatregelen. Zo bleken grutto's – niet onverwacht – talrijker op graslanden dan op andere percelen. De aantallen gele kwikstaarten waren het hoogste op percelen met (winter)graan- of bietenteelt, wat overeenkomt met eerdere bevindingen (Dochy & Hens 2005). Opmerkelijk is dat de Kievit talrijker voorkomt op percelen waarop maïs geteeld wordt. De Kievit was traditioneel een eerder een weidevogel, maar recent wordt vastgesteld dat deze soort meer en meer tot broeden komt op akkers, en daarbij vaak maïspercelen uitkiest. In Nederland broedt tegenwoordig bijna de helft van alle Kieviten op maïspercelen (Schekkerman 2002).

5.1.4 Geschiktheid van het ABV-meetnet en de gerichte inventarisaties

In de loop van de volgende jaren zal het ABV-meetnet meer data aanleveren over het voorkomen van algemene vogels in Vlaanderen, en zal er dus een databank van (drie)jaarlijkse tellingen ontstaan. Door de eerste telcyclus als referentiepunt te nemen, en de aantallen getelde vogels per soort naar een index (i.e. 0 – 100) om te

zetten kan de evolutie van de populaties opgevolgd worden doorheen de tijd (Gregory *et al.* 2005; Gregory *et al.* 2008). Voor de analyse van dergelijke data zijn standaardmethoden en -protocollen beschikbaar (e.g. loglineaire analyse met behulp van het programma TRIM, Pannekoek & van Strien 2001). Deze methoden laten toe om te testen of een bepaalde soort (of groep van soorten) een consistente populatietrend vertoont (onafhankelijk van stochastische fluctuaties veroorzaakt door bv. weersomstandigheden) en maken het mogelijk om rekening te houden met ontbrekende waarden (i.e. gebieden die in een bepaald jaar niet geteld konden worden). Ook kan er nagegaan worden of de populatietrends verschillen tussen habitats of gebieden, wat toelaat om na te gaan welke factoren de populatietrends sturen. Pannekoek & van Strien (2001) geven een uitgebreid overzicht van deze methodiek, maar in de context van de evaluatie van PDPO II maatregelen betekent dit dat de effectiviteit van de maatregelen getest kan worden door het vergelijken van de populatietrends tussen gebieden met en gebieden zonder PDPO II maatregelen. Met andere woorden, populatietrends verzameld over een langere tijdsperiode laten toe om het effect van beheersmaatregelen te evalueren zonder eerst te moeten 'corrigeren' voor verschillen in habitatkwaliteit tussen percelen.

De vraag is nu of het opzet van het ABV-meetnet toelaat om voldoende gegevens te verzamelen over de populatietrends van vogels in plattelandsgebieden waar PDPO II maatregelen getroffen worden. Een potentieel probleem is hier dat het ABV-meetnet ontworpen is om globale trends en de toestand van broedvogels in Vlaanderen op te volgen, maar niet specifiek om de sturende krachten achter deze trends te achterhalen (Onkelinx *et al.* 2008). Het ABV-meetnet is dus een type I indicator (zie onderdeel 2.1), die nu ingeschakeld wordt als een type III of IV indicator. Het ABV-meetnet is zo ontworpen dat het een representatief beeld geeft van de toestand van de broedvogels in de belangrijkste habitats in Vlaanderen. Landbouw is het meest voorkomende landgebruik in de ABV-steekproefhokken, en de PDPO II maatregelen zijn vrij representatief aanwezig in het ABV-netwerk. Om causale factoren te detecteren is representativiteit echter minder belangrijk en moet een meetnet op een zo sterk mogelijke gradiënt aan PDPO II maatregelen mikken. Voor de evaluatie van PDPO II maatregelen zou een optimaal meetnet dus meer steekproefhokken moeten hebben in gebieden met meer beheersmaatregelen. Het feit dat de akker- en weidevogelbeheersmaatregelen niet apart geëvalueerd konden worden aan de hand van ABV-meetnet illustreert dit probleem. Deze maatregelen worden maar beperkt toegepast, en om een voldoende steekproefgrootte te bekomen om een eventueel effect te detecteren is een 'oversampling' nodig van de regio's waarin ze actief zijn. In de toekomst zal het ABV-meetnet zonder aanpassingen alleen informatie kunnen aanleveren over de effectiviteit van akker- en weidevogelbeheer indien deze maatregelen op een grootschalige manier toegepast zouden worden. Een mogelijk oplossing zou kunnen zijn om een aantal extra steekproefhokken te selecteren die zo gekozen worden dat er een voldoende sterke vertegenwoordiging ontstaat van de meest relevante PDPO II maatregelen (i.e. de beheerovereenkomsten voor akker- en weidevogels en alle beheerpakketten gekend onder de noemer 'directe' maatregelen). Deze extra hokken kunnen dan samen met de reeds bestaande ABV hokken gebruikt worden voor onderzoek naar de impact van PDPO II maatregelen. Voor de toestand- en trendmonitoring van algemene vogels op schaal Vlaanderen mogen deze extra hokken echter niet gebruikt worden, omdat de representativiteit over Vlaanderen dan niet meer geldig

zou zijn. Een tweede mogelijk nadeel van het gebruik van de ABV-data is dat de schaal van dit meetnet (km²) niet overeenkomt met het schaalniveau waarop de PDPO II maatregelen worden getroffen (perceelsniveau). Zoals in onderdeel 3.2.2.2 beschreven worden alle PDPO II maatregelen daardoor herschaald naar en samengevat per kilometerhok. Hierdoor gaat mogelijks detailinformatie verloren (i.e. habitatgebruik van vogelsoorten). Verschillende studies, waaronder deze, suggereren echter dat de effecten van beheermaatregelen zich soms eerder manifesteren op een landschapsschaal dan op de beheerde percelen zelf, wat dan weer pleit voor het gebruik van de ABV-data.

De hierboven beschreven beperkingen of tekortkomingen van het ABV-meetnet worden echter opgevangen door de gerichte inventarisaties. Dit meetnet werd specifiek opgesteld met als doel om een sterke gradiënt aan PDPO II maatregelen te omvatten, en zorgt meer specifiek voor een voldoende vertegenwoordiging van de beheermaatregelen gericht op akker- en weidevogels. Indien dit meetnet een aantal jaren opgevolgd kan worden, dan zal dit data opleveren die de effectiviteit van de verschillende maatregelen op een ondubbelzinnige manier kunnen evalueren. Het aantal percelen dat via gerichte inventarisaties kan opgevolgd worden werd in deze studie vooral bepaald door de oppervlakte landbouwgebieden die door één veldbioloog konden geïnventariseerd worden. Ondanks het opzet van dit meetnet zorgt de beperkte toepassing van akker- en weidevogelbeheer ervoor dat de steekproefgrootte aan percelen onder akker- en weidevogelbeheer nog steeds niet erg groot is. De inzet van meer personeel zou de kracht van dit meetnet dus nog kunnen vergroten door het incorporeren van meer clusters landbouwpercelen met een hoge densiteit aan akker- en weidevogelmaatregelen. Ook waren er in deze studies slechts vier bezoekerondes mogelijk, wat als een minimum aantal beschouwd wordt voor een zinvolle territoriumkartering (Van Dijk 2004). Een groter aantal bezoekerondes zou toelaten om de territoria meer gedetailleerd in kaart te brengen, waardoor de broedparen met een grotere nauwkeurigheid aan percelen kunnen toegewezen worden.

Het evalueren van PDPO II maatregelen aan de hand van de analyse van tijdstrends vereist data over meerdere jaren, en hoe langer een tijdsreeks is, hoe krachtiger de analyse. Praktisch gezien betekent dit dat de eerstkomende jaren waarschijnlijk toch nog rekening zal moeten gehouden worden met eventuele verschillen in habitatkwaliteit. Daarom volgen nu enkele suggesties die het mogelijk moeten maken om in de habitatkwaliteit op een meer gedetailleerde manier in kaart te brengen. In deze studie werd voor de analyse van het ABV-meetnet rekening gehouden met de (gemiddelde) habitatkwaliteit van een kilometerhok door middel van een aantal ruwe habitatkenmerken (e.g. perceelsgrootte) en een habitatvoorspelling, die gebaseerd was op een interpolatie van het aantal vogelsoorten volgens de broedvogelatlas. Die habitatvoorspelling is met andere woorden een erg ruwe manier om de habitatkwaliteit van een kilometerhok in te schatten. Er bestaan een aantal modelleringstechnieken, gekend onder de noemer '*ecological niche models*' (Elith *et al.* 2006; Elith & Leathwick 2009), die in staat zijn om een veel fijnere en ecologisch meer onderbouwde inschatting te maken van de habitatkwaliteit van een perceel. Deze technieken stellen een statistisch model op dat de aanwezigheid of abundantie van een soort op een bepaalde locatie relateert aan de op die locatie aanwezige habitatkenmerken (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005). Dit zijn variabelen afkomstig uit digitale kaarten zoals bv.

de biologische waarderingskaart of de EPR-laag, maar kunnen evengoed afgeleid worden uit verschillende hoge resolutie satellietbeelden die tegenwoordig gebiedsdekkend beschikbaar zijn (Wiens *et al.* 2009). Toekomstige analyses van het ABV-meetnet zouden op basis van literatuuronderzoek eerst een aantal habitatvariabelen moeten afleiden die de vereiste hulpbronnen (i.e. voedsel, nestgelegenheid, ...) voor de meeste – of de belangrijkste – plattelandsoorten voorstellen. Door die variabelen dan in een *ecological niche modeling* framework aan de data van de broedvogelatlas te koppelen kan dan een correctere inschatting van de gemiddelde habitatkwaliteit van alle kilometerhokken bekomen worden. Voor de gerichte inventarisaties is de belangrijkste opmerking dat kleine landschapselementen op een betere manier gekarteerd moeten worden. In deze studie werd gebruik gemaakt van de biologische waarderingskaart om de aanwezigheid van houtkanten en houtwallen vast te stellen, maar deze elementen zijn niet steeds even gedetailleerd opgenomen in de biologische waarderingskaart. Tijdens de inventarisaties werd wel nagegaan of alle kleine landschapselementen inderdaad nog op het terrein aanwezig waren, maar dit is een erg arbeidsintensieve en tijdrovende bezigheid. Ook blijkt uit verschillende studies dat de kwaliteit van houtkanten en hagen soms sterk afhangt van factoren zoals de hoogte, de breedte of de soortensamenstelling ervan (Parish, Lakhani & Sparks 1995; Whittingham *et al.* 2005). Ook de aan- of afwezigheid van grotere bomen of struwelen kan een belangrijke rol spelen. Het is dus aan te raden om buiten de inventarisatieperiode (ofwel vroeg op het jaar, ofwel na het broedseizoen) tijd vrij te maken voor een gedetailleerde kartering van kleine landschapselementen in de geïnventariseerde gebieden.

6 Conclusies en aanbevelingen voor het beleid

Vlaanderen heeft geen traditie om de ecologische impact van de agromilieumaatregelen op te volgen. Nochtans is er zowel vanuit de verplichte evaluaties van het plattelandsbeleid, vanuit de Vlaamse agentschappen en instanties belast met uitvoering van dit beleid, vanuit de landbouw- en natuurorganisaties als vanuit de Vlaamse landbouw-, natuur- en milieurapportering een grote vraag naar wetenschappelijke kennis en gegevens over de ecologische effectiviteit van het ingezette instrumentarium. Deze studie is de eerste studie die op systematische wijze en gebiedsdekkend voor Vlaanderen zoekt naar verbanden tussen een biodiversiteitscomponent (broedvogels van landbouwlandschappen) en de inzet van agromilieumaatregelen.

Binnen strakke randvoorwaarden - beperkte duur van de studie (9 maanden) en het feit dat eventueel bruikbare meetnetten slechts recent opgestart werden – werd een indicator(en)set ontwikkeld waarmee op niveau Vlaanderen de impact van agromilieumaatregelen op de biodiversiteitscomponent 'landbouwvogels' kan opgevolgd worden. Die indicator maakt gebruik van de resultaten van het meetnet 'Algemene Broedvogels Vlaanderen' (ABV) en van teelt- en gebruiksinformatie over landbouwpercelen verzameld via de jaarlijkse verzamelaanvragen van landbouwers. De 500 steekproefhokken van het ABV-meetnet binnen de landgebruikscategorie 'landbouw' vormen een meetnet dat gebruikt kan worden om de impact van PDPO II-maatregelen op broedende landbouwvogels in Vlaanderen na te gaan. Met oog op de opmaak van een indicator vertoont het meetnet echter enkele minpunten:

- Driejaarlijkse meetcyclus. Door de omvang van het meetnet wordt jaarlijks één derde van het totaal aantal steekproefhokken bezocht. Dit betekent dus dat één meetcyclus drie jaar in beslag neemt, en dat indicatorwaarden dus ook slechts driejaarlijks berekend kunnen worden.
- Onvolledige inventarisaties. In de periode 2007–2009 werden slechts 326 van de 500 landbouw-steekproefhokken daadwerkelijk geïnventariseerd.
- Ondersampling van PDPO II-maatregelen met het grootste te verwachten direct effect op broedvogels van het agrarisch gebied, nl. De beheerovereenkomsten voor weide- en akkervogelbescherming.

Een doorgedreven statistische analyse van de ABV-metingen in relatie tot de inzet van PDPO II-agromilieumaatregelen, suggereert dat de diversiteit van broedvogels op het platteland positief beïnvloed wordt door PDPO II maatregelen met een direct verwacht effect op de algemene biodiversiteit (i.e. de overeenkomsten botanisch beheer, hamsterbescherming, kleine landschapselementen, de BO en de vergoeding natuur, perceelrandenbeheer en biologische productiemethodes). De resultaten van de gerichte inventarisaties ondersteunen dit resultaat slechts gedeeltelijk: de analyse van de vijf gedefinieerde impactindicatoren (zie onderdeel 4.1.1.3) wijst niet op een effect van deze directe maatregelen, en de analyses op soortniveau suggereren alleen voor de grasmus en de roodborsttapuit een mogelijk positief effect.

De tekortkomingen van het ABV-meetnet en van het gebruik van een op ABV-metingen gebaseerde impactindicator, kunnen opgevangen worden door parallel

meer gerichte metingen uit te voeren naar de relatie tussen de inzet van PDPO-maatregelen en de evolutie van broedvogels. In dit project werd een dergelijk meetnet ontworpen, bestaande uit 14 meetgebieden verspreid over Vlaanderen en met een uitgesproken gradiënt aan PDPO II-maatregelen. Tijdens het broedseizoen 2010 werd dit meetnet volledig bemeaten: landbouwteelten, ligging van alle aanwezige beheerovereenkomsten, landschapskarakterisatie en territoria van alle relevante soorten broedvogels.

De analyse van de resultaten van 2010 beperkte zich noodgedwongen tot een correlatieve analyse van ruimtelijke patronen. De informatiewaarde van dit meetnet neemt sterk toe wanneer deze meetnet ook in de toekomst opgemeten wordt. Dan kunnen immers aantalsevoluties in de tijd bestudeerd worden. Doordat in de gebieden zowel percelen met als zonder beheerovereenkomsten aanwezig zijn, kan het effect van beheermaatregelen rechtstreeks nagegaan worden, waarbij de niet-PDPO II gerelateerde omgevingsveranderlijken (landschaps- en biotoopkenmerken) min of meer constant blijven.

Degelijke evaluatie van impact PDPO II-maatregelen vergt ook in 2011 en 2012 monitoring

De voornaamste aanbeveling van deze studie voor het beleid is dat het in deze studie ontworpen meetnet om de effecten van PDPO II-maatregelen op de broedvogels in landbouwgebied ook de komende jaren jaarlijks opgemeten wordt. Voor een degelijke onderbouwing van de ex-post evaluatie van het PDPO II (2007 – 2012) zijn minstens gegevens nodig uit de broedseizoenen 2011 en 2012.

7 Literatuurlijst

- Anderson, D. R. (2008) *Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence*. Springer-Verlag, New York.
- Balmford, A., Green, R. E. & Jenkins, M. (2003) Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 326-330.
- Beecher, N. A., Johnson, R. J., Brandle, J. R., Case, R. M. & Young, L. J. (2002) Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, **16**, 1620-1631.
- Beissinger, S. R. & Westphal, M. I. (1998) On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, **62**, 821-841.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J. & Weibull, A. C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.
- Bennett, H., Osterburg, H. N., Kristensen, L., Primdahl, J. & Verschuur, G. (2006) Strengths and weaknesses of crosscompliance in the CAP. *EuroChoices*, **5**, 50-57.
- 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**, 673-687.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 182-188.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D. & Mustoe, S. (2000) *Bird Census Techniques*, 2nd edn. Academic Press, London.
- Blair, R. B. (1999) Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, **9**, 164-170.
- Boyce, M. S. (1992) Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **23**, 481-506.
- Bradbury, R. B., Browne, S. J., Stevens, D. K. & Aebischer, N. J. (2004) Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. *Ibis*, **146**, 171-180.
- Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J. & Wilson, J. D. (2000) Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 789-805.
- Breeuwer, A., Berendse, F., Willems, F., Foppen, R., Teunissen, W., Schekkerman, H. & Goedhart, P. (2009) Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biological Conservation*, **142**, 2949-2953.
- Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J. & Cockayne, S. H. (2000) Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 742-755.
- Bro, E., Reitz, F., Clobert, J., Migot, P. & Massot, M. (2001) Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis*, **143**, 120-132.
- Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. (2000) Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 432-448.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R. & Frankham, R. (2000) Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*, **404**, 385-387.
- Burel, F. (1996) Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **15**, 169-190.

- Burnham, K. & Anderson, D. R. (2002a) *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Burnham, K. & Anderson, D. R. (2002b) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Butler, S. J., Mattison, E. H. A., Glithero, N. J., Robinson, L. J., Atkinson, P. W., Gillings, S., Vickery, J. A. & Norris, K. (2010) Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes : a mechanistic modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 67-75.
- Butler, S. J., Vickery, J. A. & Norris, K. (2007) Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, **315**, 381-384.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 771-788.
- Charrier, S., Petit, S. & Burel, F. (1997) Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: A radio-tracking study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **61**, 133-144.
- Clergeau, P. & Burel, F. (1997) The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, **38**, 37-43.
- Cleveland, W. S. (1985) *The Elements of Graphing Data*. CA, Wadsworth.
- Coleman, B. D. (1981) On random placement and species-area relations. *Mathematical Biosciences*, **54**, 191-215.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. (1979) Statistics and biology of the species-area relationship. *American naturalist*, **113**, 791-833.
- Dallimer, M., Gaston, K. J., Skinner, A. M. J., Hanley, N., Acs, S. & Armsworth, P. M. (2010) Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agri-environment scheme uptake. *Biology Letters*, Published online 21 April 2010, doi: 10.1098/rsbl.2010.0228.
- Danckaert, S., Carels, K., Van Gijsegem, D. & Hens, M. (2009) Indicatoren voor het opvolgen van de hoge natuurwaarden op landbouwgrond in het kader van de PDPO-monitoring. Een verkennende analyse. *Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel*.
- Devos, K., Anselin, A. & Vermeersch, G. (2004) Een nieuwe Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (versie 2004). *Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002* (eds. G. Vermeersch, A. Anselin, K. Devos, M. Herremans, J. Stevens, J. Gabriëls & B. Van Der Krieken). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Diniz, J. A. F., Rangel, T. & Bini, L. M. (2008) Model selection and information theory in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 479-488.
- Dochy, O. & Hens, M. (2005) Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden : beschermingsmaatregelen voor akkervogels. *Rapporten van het instituut voor natuurbehoud IN.R.2005.01*, Brussel, i.s.m. het provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **268**, 25-29.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D. & Pain, D. J. (2002) The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **89**, 167-182.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & van Bommel, F. P. J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on

- European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 189-196.
- Douglas, D. J. T., Vickery, J. A. & Benton, T. G. (2009) Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 353-362.
- Dray, S. & Dufour, A. B. (2007) The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22**, 1-20.
- Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T. & Van Reeth, W. (2007) Natuurindicatoren 2007 : toestand van de natuur in Vlaanderen : cijfers voor het beleid. *Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, **5**, 39.
- EBCC (2010) *Trends of common birds in Europe, 2010 update*. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=387>.
- Edwards, K. J. & Hiron, K. R. (1984) Cereal pollen-grains in pre-elm-decline deposits, implications for the earliest agriculture in Britain and Ireland. *Journal of Archaeological Science*, **11**, 71-80.
- EEA (2004) High nature value farmland Characteristics, trends and policy challenges. *EEA Report*, **1**, 32.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**, 129-151.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **40**, 677-697.
- Ferraro, P. J. & Pattanayak, S. K. (2006) Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLoS Biol*, **4**, e105.
- Field, R. H., Benke, S., Badonyi, K. & Bradbury, R. B. (2007) Influence of conservation tillage on winter bird use of arable fields in Hungary. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **120**, 399-404.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Clobert, J. & Julliard, R. (2010) Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, **143**, 883-890.
- Firbank, L. G., Heard, M. S., Woivod, I. P., Hawes, C., Haughton, A. J., Champion, G. T., Scott, R. J., Hill, M. O., Dewar, A. M., Squire, G. R., May, M. J., Brooks, D. R., Bohan, D. A., Daniels, R. E., Osborne, J. L., Roy, D. B., Black, H. I. J., Rothery, P. & Perry, J. N. (2003) An introduction to the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 2-16.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M. & DeClerck, F. (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, **12**, 22-33.
- Fuller, R. J., Chamberlain, D. E., Burton, N. H. K. & Gough, S. J. (2001) Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture Ecosystems & Environment*, **84**, 79-92.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E. & Benton, T. G. (2010) Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, **13**, 858-869.

- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardt, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Part, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hanke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W. & Inchausti, P. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 97-105.
- Gottschalk, T. K., Dittrich, R., Diekotter, T., Sheridan, P., Wolters, V. & Ekschmitt, K. (2010) Modelling land-use sustainability using farmland birds as indicators. *Ecological Indicators*, **10**, 15-23.
- Gray, J. (2000) The Common Agricultural Policy and the re-invention of the rural in the European community. *Sociologia Ruralis*, **40**, 30-+.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. & Balmford, A. (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, **307**, 550-555.
- Gregory, R. D., Noble, D. G. & Custance, J. (2004) The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis*, **146**, 1-13.
- Gregory, R. D., Strien, A. & Vorisek, P. (2006) Using birds as indicators of environmental change in Europe. *Journal of Ornithology*, **147**, 16-16.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **360**, 269-288.
- Gregory, R. D., Vorisek, P., Noble, D. G., Van Strien, A., Klvanova, A., Eaton, M., Meyling, A. W. G., Joys, A., Foppen, R. P. B. & Burfield, I. J. (2008) The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International*, **18**, S223-S244.
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147-186.
- Harrison, J. (1988) Agrarian history of modern Spain, Vol. 3, end of traditional agriculture, 1900-1960 - Garrabou, R, Barciela, C, Blanco, J. *Economic History Review*, **41**, 330-331.
- Heink, U. & Kowarik, I. (2010) What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, **10**, 584-593.
- Henderson, P. A. (2003) *Practical methods in ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Herzog, F. (2005) Agri-environment schemes as landscape experiments - Preface. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **108**, 175-177.
- Herzon, I. & O'Hara, R. B. (2007) Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **118**, 297-306.
- Hinsley, S. A. & Bellamy, P. E. (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, **60**, 33-49.
- Hinsley, S. A., Redhead, J. W., Bellamy, P. E., Broughton, R. K., Hill, R. A., Heard, M. S. & Pywell, R. F. (2010) Testing agri-environment delivery for farmland birds at the farm scale: the Hillesden experiment. *Ibis*, **152**, 500-514.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, F. & Evans, A. D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, **122**, 113-130.
- Jenkins, M., Green, R. E. & Madden, J. (2003) The challenge of measuring global change in wild nature: Are things getting better or worse? *Conservation Biology*, **17**, 20-23.

- Kayastha, N. (2007) Habitat association and potential distribution of Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*): Case study from polder Noordzij and Idezega, The Netherlands. Master thesis, International Institute for Geo-information Science and Earth Observation.
- Keylock, C. J. (2005) Simpson diversity and the Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos*, **109**, 203-207.
- Kleijn, D. & Baldi, A. (2005) Effects of set-aside land on farmland biodiversity: Comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology*, **19**, 963-966.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T. M. & Yela, J. L. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, **9**, 243-254.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, **413**, 723-725.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E. D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tscharntke, T. & Verhulst, J. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **276**, 903-909.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, **40**, 947-969.
- Kleijn, D. & van Zuijlen, G. J. C. (2004) The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation*, **117**, 443-451.
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F. & Schmid, B. (2006) Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 120-127.
- Kornas, J. (1988) Spirochoric weeds in arable fields - from ecological specialization to extinction. *Flora*, **180**, 83-91.
- Kragten, S. & de Snoo, G. R. (2007) Nest success of Lapwings *Vanellus vanellus* on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Ibis*, **149**, 742-749.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B. & Siriwardena, G. M. (1999) The second silent spring? *Nature*, **400**, 611-612.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vazquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J. & Ricketts, T. H. (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, **10**, 299-314.
- Laslett, G. M. (1994) Kriging and splines - an empirical comparison of their predictive performance in some applications. *Journal of the American Statistical Association*, **89**, 391-400.
- Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, **296**, 1694-1697.
- Marshall, E. J. R. & Moonen, A. C. (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **89**, 5-21.
- Mattison, E. H. A. & Norris, K. (2005) Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**, 610-616.

- McKenzie, A. J. & Whittingham, M. J. (2009) Why are birds more abundant on organic farms? *Journal of Food Agriculture & Environment*, **7**, 807-814.
- McMahon, B. J., Purvis, G. & Whelan, J. (2008) The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology and Environment- Proceedings of the Royal Irish Academy*, **108B**, 1-8.
- Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H. & Nowakowski, M. (2002) The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation*, **106**, 259-271.
- Morandin, L. A. & Winston, M. L. (2006) Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **116**, 289-292.
- Morris, A. J., Wilson, J. D., Whittingham, M. J. & Bradbury, R. B. (2005) Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture Ecosystems & Environment*, **106**, 1-16.
- Nelder, J. A. & Wedderburn, R.W.M (1972) Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society Series a-General*, **135**, 370-&.
- Newton, I. (2004) The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, **146**, 579-600.
- Norris, K. (2008) Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters*, **1**, 2-11.
- Onate, J. J., Andersen, E., Peco, B. & Primdahl, J. (2000) Agri-environmental schemes and the European agricultural landscapes: the role of indicators as valuing tools for evaluation. *Landscape Ecology*, **15**, 271-280.
- Onkelinx, T., Verschelde, P., Wouters, J., Bauwens, D. & Quataert, P. (2008) *Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Steekproefgrootteberekeningen en analyse van de kosteneffectiviteit.* Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Palmer, M. W. & White, P. S. (1994) Scale dependence and the species-area relationship. *American naturalist*, **144**, 717-740.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. (2001) *TRIM 3 manual . TRends and Indices for Monitoring data.* CBS Research paper 0102. CBS, Voorburg.
- Parish, T., Lakhani, K. H. & Sparks, T. H. (1995) Modeling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes .2. Abundance of individual-species and of groups of similar species. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 362-371.
- Peach, W. J., Lovett, L. J., Wotton, S. R. & Jeffs, C. (2001) Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation*, **101**, 361-373.
- Peach, W. J., Siriwardena, G. M. & Gregory, R. D. (1999) Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology*, **36**, 798-811.
- Pepin, D., Birkan, M. & Angibault, J. M. (2008) Factors affecting changes in grey partridge population dynamics in a French arable farmland over an eleven-year period. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 179-187.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Morris, A. J. & Bradbury, R. B. (2002) Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **93**, 413-420.
- Perry, J. N., Rothery, P., Clark, S. J., Heard, M. S. & Hawes, C. (2003) Design, analysis and statistical power of the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 17-31.
- Potts, J. M. & Elith, J. (2006) Comparing species abundance models. *Ecological Modelling*, **199**, 153-163.

- Primdahl, J., Vesterager, J. P., Finn, J. A., Vlahos, G., Kristensen, L. & Vejre, H. (2010) Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management*, **91**, 1245-1254.
- Purvis, G., Louwagie, G., Northey, G., Mortimer, S., Park, J., Mauchline, A., Finn, J., Primdahl, J., Vejre, H., Vesterager, J. P., Knickel, K., Kasperczyk, N., Balazs, K., Vlahos, G., Christopoulos, S. & Peltola, J. (2009) Conceptual development of a harmonised method for tracking change and evaluating policy in the agri-environment: The Agri-environmental Footprint Index. *Environmental Science & Policy*, **12**, 321-337.
- Reif, J., Vorisek, P., Stastny, K., Bejcek, V. & Petr, J. (2008) Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis*, **150**, 596-605.
- Rigby, R. A. & Stasinopoulos, D. M. (2005) Generalized additive models for location, scale and shape. *Journal of the Royal Statistical Society Series C-Applied Statistics*, **54**, 507-544
- Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 157-176.
- Rosenzweig, M. L. (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Schekkerman, H. (1997) Graslandbeheer en groeimogelijkheden voor weidevogelkuijken. *IBN-rapport 292*, IBN-DLO, Wageningen.
- Schekkerman, H. (2002) Kievit *Vanellus vanellus*. *Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000*. SOVON Vogelonderzoek Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Schekkerman, H. & Muskens, G. (2000) Produceren Grutto's *Limosa Iimosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor een duurzame populatie? *Limosa*, **73**, 121-134.
- Schekkerman, H. & Muskens, G. (2001) Vluchtstroken als instrument in agrarisch weidevogelbeheer. *Alterra-rapport 220*, Alterra, Wageningen.
- Siriwardena, G. M. (2010) The importance of spatial and temporal scale for agri-environment scheme delivery. *Ibis*, **152**, 515-529.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H. & Wilson, J. D. (1998) Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 24-43.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Crick, H. Q. P. & Wilson, J. D. (2000) The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 128-148.
- Siriwardena, G. M., Calbrade, N. A. & Vickery, J. A. (2008) Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis*, **150**, 585-595.
- Smallshire, D., Robertson, P. & Thompson, P. (2004) Policy into practice: the development and delivery of agri-environment schemes and supporting advice in England. *Ibis*, **146**, 250-258.
- Smith, H. G., Danhardt, J., Lindstrom, A. & Rundlof, M. (2010) Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia*, **162**, 1071-1079.
- Soderstrom, B. & Part, T. (2000) Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology*, **14**, 522-533.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. (2001) Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 1839-1863.

- Somerfield, P. J. & Clarke, K. R. (1997) A comparison of some methods commonly used for the collection of sublittoral sediments and their associated fauna. *Marine Environmental Research*, **43**, 145-156.
- Stephens, P. A., Freckleton, R. P., Watkinson, A. R. & Sutherland, W. J. (2003) Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 970-983.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 22-46.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**, 337-365.
- Summers-Smith, J. D. (1995) *The Tree Sparrow*. J. Denis Summers-Smith, Guisborough.
- Sutherland, W. J. (1983) Aggregation and the Ideal Free Distribution. *Journal of Animal Ecology*, **52**, 821-828.
- Sutherland, W. J. (2002) Restoring a sustainable countryside. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**, 148-150.
- Sutherland, W. J. (2004) A blueprint for the countryside. *Ibis*, **146**, 230-238.
- Sutherland, W. J. & Allport, G. A. (1994) A spatial depletion model of the interaction between bean geese and wigeon with the consequences for habitat management. *Journal of Animal Ecology*, **63**, 51-59.
- Thompson, P. S., Baines, D., Coulson, J. C. & Longrigg, G. (1994) Age at 1st breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the lapwing *vanellus vanellus*. *Ibis*, **136**, 474-484.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, **292**, 281-284.
- Tscharntke, 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**, 857-874.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. (1994) *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Van Dijk, A. J. (2004) *Handleiding Broedvogel Monitoring Project (Broedvogelinventarisatie in proefvlakken)*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Ranst, E. & Sys, E. (2000) *Eenduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1: 20000)*. Laboratorium voor Bodemkunde, Universiteit Gent, Gent.
- van Strien, A. J., van Duuren, L., Foppen, R. P. B. & Soldaat, L. L. (2009) A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators*, **9**, 1041-1048.
- Verhulst, J., Kleijn, D. & Berendse, F. (2007) Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 70-80.
- Vermeersch, G., Anselin, A., Devos, K., Herremans, M., Stevens, J., Gabriëls, J. & Van Der Krieken, B. (2004) *Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002*. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 23. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Vermeersch, G. & Lewylye, Y. (2007) Het Project Algemene Broedvogels Vlaanderen : stand van zaken en online invoer-ervaringen. *Vogelnieuws*, **9**, 19-21.

- Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R. J. (2002) The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **89**, 41-52.
- Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A. & Grice, P. V. (2004) The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, **119**, 19-39.
- Vickery, J. A., Feber, R. E. & Fuller, R. J. (2009) Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **133**, 1-13.
- Wade, M. R., Gurr, G. M. & Wratten, S. D. (2008) Ecological restoration of farmland: progress and prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **363**, 831-847.
- Walford, N. (2003) Productivism is allegedly dead, long live productivism. Evidence of continued productivist attitudes and decision-making in South-East England. *Journal of Rural Studies*, **19**, 491-502.
- Welsh, A. H., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F. & Lindenmayer, D. B. (1996) Modelling the abundance of rare species: Statistical models for counts with extra zeros. *Ecological Modelling*, **88**, 297-308.
- Whittingham, M. J. (2007) Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology*, **44**, 1-5.
- Whittingham, M. J., Swetnam, R. D., Wilson, J. D., Chamberlain, D. E. & Freckleton, R. P. (2005) Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 270-280.
- Wiens, J., Sutter, R., Anderson, M., Blanchard, J., Barnett, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Avery, C. & Laine, S. (2009) Selecting and conserving lands for biodiversity: The role of remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 1370-1381.
- Wils, C., Paelinckx, D., Adams, D., Berten, Y., Bosch, H., De Knijf, G., De Saeger, S., Demolder, H., Guelinckx, R., Lust, P., Scheldeman, K., T'jollyn, F., Van Hove, M., Vandenbussche, V. & Vriens, L. (2004) *Biologische waarderingskaart en natuurgerichte bodembedekkingkaart van het vlaamse gewest: integratie van de bwk en vereenvoudiging tot een 90- en 32- delige legende (80% bwk, versie 2 van 1997 tot 2003 en 20% bwk, versie1)*. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud, 8. Instituut voor Natuurbehoud, Brussels.
- Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., Thierfelder, T. & Part, T. (2006) Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1110-1120.
- Zeileis, A., Kleiber, C. & Jackman, S. (2008) Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software*, **27**, 1-25.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3-14.

Lijst van Figuren

Figuur 1 Populatietrends voor algemene vogels in Europa. De rode lijnt toont de evolutie van de vogels typisch voor landbouwgebieden en geeft aan dat deze soortengroep veel sterker achteruit gaat dan andere vogels.	9
Figuur 2 Relatie tussen de gemiddelde populatietrend van vogels typisch voor landbouwgebieden en de gemiddelde graanopbrengst per hectare. Open rechthoeken illustreren de toestand in de Oost-Europese lidstaten van de EU, terwijl de zwarte rechthoeken de situatie in West-Europa weergeven (zie Donald et al. 2001).	10
Figuur 3 Schematische voorstelling van het model dat wordt gebruikt om een indicator voor de effectiviteit van PDPO II maatregelen te ontwikkelen.	29
Figuur 4 Voorkomen broedvogels in de verschillende strata van ABV (Urbaan, Suburbaan, Moeras open water, Heide Vennen Duinen, Bos, Landbouw) en het verband met het percentage landbouwgebied.	30
Figuur 5 De hoeveelheid landbouwgebied in een steekproefhoek verschilt tussen de BWK en de EPR laag. Dit komt omdat de EPR laag alleen de professionele landbouw in rekening brengt terwijl de BWK een ruimere definitie van landbouw hanteert (bv. ook hobbylandbouw).	31
Figuur 6 Representativiteit PDPO II maatregelen in ABV steekproefhokken.	32
Figuur 7 Verspreiding van de PDPO II maatregelen over Vlaanderen. Van onder naar boven: PDPO II direct effect, PDPO II indirect effect, PDPO II geen effect. Bovenaan akkervogelmaatregelen (bruin) en weidevogelmaatregelen (groen). Links over heel Vlaanderen, rechts over de landbouwhokken uit het ABV meetnet. Onderste zes Figuren: blauw=geen maatregelen, groen= < 0.5% van perceelsoppervlakte, goudgeel < 2.5%, oranje < 10%, rood > 10%.	33
Figuur 8 Correlaties tussen biodiversiteitsvariabelen (i.e. indicatoren).	34
Figuur 9 Correlaties tussen de PDPO II maatregelen.	35
Figuur 10 Correlaties tussen teeltgroepen op basis van een PCA.	37
Figuur 11 Schatting van habitatgeschiktheid (aantal soorten) op basis van de broedvogelatlas op basis van kriging. De kleurcode is gebaseerd op kwantielen, waarbij violet het laagste kwantiel is en rood het hoogste kwantiel. Het aantal gebruikte kwantielen wijzigt per soort.	38
Figuur 12 Habitat voorspellingen (kans op voorkomen van de soort) op basis van de broedvogelatlas. Rood is het hoogste kwantiel, hoe blauwer hoe lager en violet is het laagste kwantiel. Het aantal kwantielen varieert tussen 2 en 11.	40
Figuur 13 Correlaties tussen de habitatvariabelen die gebruikt worden om de habitatkwaliteit van een steekproefhok in te schatten.	41
Figuur 14 Relatie tussen de indicatorwaarden gebaseerd op alle broedvogels en de habitatvariabelen.	43
Figuur 15 Relatie tussen de indicatorwaarden gebaseerd op akkervogels en de habitatvariabelen	44
Figuur 16 Relatie tussen de weidevogelindicator en de habitatvariabelen.	45
Figuur 17 Residuen-analyse van de gefitte modellen met als respons het aantal broedvogelsoorten, het aantal akkervogelsoorten en het aantal weidevogelsoorten. E2 staat voor de genormaliseerde residu's en mod2 is de modelnaam.	47

Figuur 18 Zones waarin weidevogelbeheermaatregelen getroffen kunnen worden (grijze gebieden).....	51
Figuur 19 Zones waarin akkervogelbeheermaatregelen getroffen kunnen worden. De kernzones zijn zwart ingekleurd, de zoekzones grijs. In de kerngebieden kunnen landbouwers op individuele basis aan akkervogelbeheer doen, in de zoekgebieden kunnen maatregelen alleen getroffen worden na overleg met de bevoegde diensten en moet er voor een minimumoppervlakte een beheerovereenkomst gesloten worden.	52
Figuur 20 Locatie van de 1000 willekeurig geselecteerde potentieel te inventariseren landbouwgebieden. Elk gebied heeft een oppervlakte van circa 250 ha.	63
Figuur 21 De clusteranalyse deelt de potentieel te inventariseren gebieden in een 6tal min of meer homogenen subgroepen.	64
Figuur 22 Ligging en benaming van de 14 te inventariseren gebieden.....	65
Figuur 23 Visuele voorstelling van enkele belangrijke kenmerken van de 14 landbouwgebieden geselecteerd voor inventarisatie. Grotere cirkels duiden op grotere waarden, en de exacte waarden voor alle kenmerken staan opgelijst in tabel 14.	66
Figuur 24 Visuele voorstelling de PCA componenten gebaseerd op de (continue) habitatvariabelen. De Y-as geeft de eigenvalue per component weer. Alleen de eerste vijf componenten hebben een waarde groter dan 5 en worden weerhouden voor verdere analyses.	67
Figuur 25 Aantal soorten waargenomen in de inventarisatiegebieden. Alleen soorten waarvan ten minste 1 territorium kon afgebakend worden tellen mee.	68
Figuur 26 Aantal territoria per inventarisatiegebied.	69
Figuur 27 Aantal waarnemingen en afgebakende territoria van veldleeuwerik in het inventarisatiegebied Zussen-Tiendeberg (Limburg). Links staan alle waarnemingen van veldleeuweriken afgebeeld, rechts de afgebakende territoria en hun middelpunten. De rode lijn geeft de grenzen van het inventarisatiegebied weer, de lichtgrijze lijnen de landbouwpercelen volgens de EPR laag.....	69
Figuur 28 Boxplots die de verschillen in soortenrijkdom en -abundantie tussen percelen met akker- of weidevogelbeheermaatregelen (AKKER/WEIDE_MTR_JA) en percelen zonder die maatregelen (AKKER/WEIDE_MTR_NEE) voorstellen. De y-as van de linkse figuur stelt het aantal vogelsoorten per perceel voor, de y-as van de rechtse figuur het aantal territoria per perceel.	70
Figuur 29 <i>Partial residual plots</i> die illustreren hoe de habitat- en PDPO II variabelen de indicator 'totale abundantie' beïnvloeden. 'Axis' staat voor PCA component, WV_area_200 voor het aantal hectare landbouwgrond onder weidevogelbeheer in buffer van 200m rond een perceel.....	71

Lijst van tabellen

Tabel 1 Trends (in percent) in areaal en populatiegrootte van enkele algemene landbouwvogels in het VK in de periode 1968 - 1993. Meerdere soorten vertonen een zeer sterke terugval (Donald et al. 2001).	9
Tabel 2 Indeling van de PDPO II maatregelen en het aantal hectare landbouwgrond waarop deze maatregelen van toepassing zijn, in Vlaanderen en in de 500 landbouwbokken van ABV-meetnet.....	20
Tabel 3 Overzicht indeling akkervogelsoorten en hun voorkomen in de 326 ABV landbouwvelden waarvoor gegevens beschikbaar zijn. Vetgedrukt zijn SEBI soorten.	23
Tabel 4 Overzicht indeling weidesoorten en hun voorkomen in de 326 ABV landbouwvelden waarvoor gegevens beschikbaar zijn. Vetgedrukt zijn SEBI soorten.	24
Tabel 5 Overzicht van het voorkomen van de verschillende teelten in Vlaanderen, ingedeeld in gewasgroepen.	36
Tabel 6 Verklaringskracht van de onafhankelijke variabelen. Hierbij is ook aangegeven of deze positief of negatief gerelateerd is met de biodiversiteit. Enkel significante variabelen zijn in deze tabel opgenomen.	46
Tabel 7 Variantiecomponenten van de modellen voor 9 SEBI soorten apart. Indicatie van + en - om toont een positieve respectievelijk negatieve relatie aan. Lege velden hadden geen significant effect of hadden een verwaarloosbaar effect ondanks significantie (< 1.5% verklaringskracht voor niet-PDPO II maatregelen).	49
Tabel 8 Data waarop de gebieden geïnventariseerd zijn. Inventarisaties startten om zonsopgang en werden omstreeks de middag beëindigd.....	53
Tabel 9 Landbouwteelten aangetroffen in de 14 inventarisatiegebieden, gerangschikt volgens voorkomen.	57
Tabel 10 Landschap- en perceelsvariabelen gebruikt om de habitatkwaliteit van landbouwpercelen in te schatten.	57
Tabel 11 Variabelen gebruikt om het effect van de verschillende PDPO II maatregelen op de indicatoren na te gaan.	58
Tabel 12 Distributies gebruikt om de indicatoren soortdiversiteit- en abundantie, en het de abundanties van de individuele vogelsoorten te analyseren. Soorten waarvan alleen presence-absence data beschikbaar waren zijn geanalyseerd met een binomial distributie met logit link.	62
Tabel 13 Bijdragen van de verschillende variabelen aan de PCA componenten. De eerste twee componenten verklaren meer dan 95% van de oorspronkelijke variatie.	63
Tabel 14 Belangrijke kenmerken van de 14 landbouwgebieden geselecteerd voor inventarisatie. De totale oppervlakte van een gebied en de gemiddelde grootte van een perceel zijn weergegeven in ha. De andere kolommen geven de aantallen percelen weer, waarbij 'akker' en 'weide' het aantal percelen akker of weide in een gebied weergeeft. De laatste 5 kolommen geven het aantal percelen weer waarop akker- of weidevogelbeheermaatregelen, of maatregelen met een direct, indirect of geen verwacht effect op de biodiversiteit van toepassing zijn.	65
Tabel 15 Bijdragen van de verschillende habitatvariabelen aan de PCA componenten.	67
Tabel 16 Resultaten van de verschillende analyses op soortniveau. De gebruikte cijfers tonen voor elke soort apart aan of een bepaalde analysetechniek erin slaagde om een	

habitatmodel op te stellen en of er bepaalde PDPO II maatregelen een invloed hadden op de abundantie van de gemodelleerde soort. Codes zijn 1: GAMLSS_SBC, 2: GAMLSS_AIC, 3: GAMLSS_SBC_gewas, 4: GLM_SBC. Gedetailleerde resultaten per soort en per analysetechniek kunnen in bijlage 11 gevonden worden..... 73

8 Bijlagen



Bijlage 1: Transformaties

Biodiversiteit

Deze zijn al eerder besproken. Het aantal soorten kan as-is gebruikt worden, de aantallen per individuele soort echter niet. Tellingen hebben de eigenschap Poisson verdeeld te zijn, wat leidt tot een zeer scheve verdeling waardoor Poisson regressie nodig is. Dit gedrag kan echter vaak vrij goed benaderd worden door een log transformatie van de aantallen vermeerderd met 1. Omdat het hier verkennende regressie statistiek betreft zal dan ook hiervoor gekozen worden.

$$\log Aantal = \log_{10}(Aantal + 1)$$

PDPO variabelen

Om de PDPO variabelen te kwantificeren zal gebruik gemaakt worden van de som van de oppervlaktes van de percelen waarin een bepaalde groep van PDPO maatregelen (direct, indirect, geen). Deze oppervlakte wordt dan gedeeld door de totale oppervlakte van een kilometerhok die in Vlaanderen ligt. Dit is belangrijk omdat de kilometerhokken de grenzen niet volgen, maar er enkel gegevens beschikbaar zijn in de EPR laag binnen Vlaanderen.

Net als bij de biodiversiteit is hier geopteerd om een transformatie uit te voeren om deze variabelen betere statistische eigenschappen te geven. De aangewezen transformatie is hier een logit transformatie, gecorrigeerd voor het voorkomen van een relatieve oppervlakte van 0 of van 1.

$$\log it RelOpp = \ln\left(\frac{RelOpp_{corrected}}{1 - RelOpp_{corrected}}\right)$$

Bijlage 2. Indeling van de teelten aanwezig in de EPR laag 2008, en hun indeling in algemene gewasgroepen.

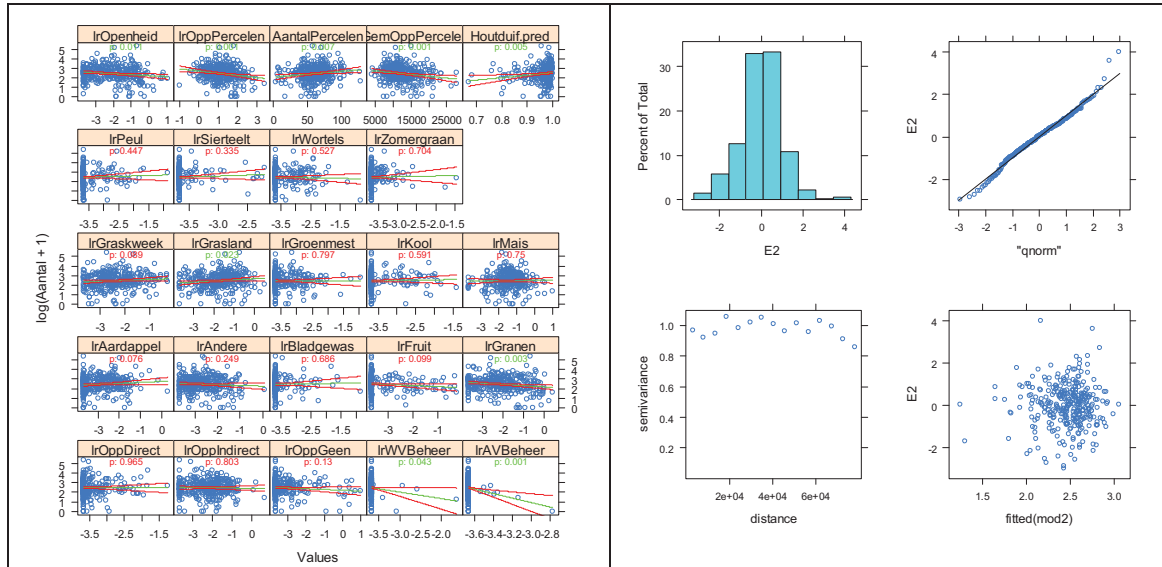
wortelgewassen	(knol)venkel
	ajuin
	bieten
	chicorei
	knolselder
	rode bieten
	schorseneer
	suikerbiet
	witloof
	wortel
sierteelt	afrikaantjes (tagetes)
	bloemplanten
	chrysanten
peulgewassen	erwten
	erwten (andere dan droog geoogst)
	stambonen
	stamslabonen
	tuinbonen
	veldbonen
koolgewassen	bloemkool
	boerenkool
	broccoli
	chinese kool
	koolraap
	koolrabi
	raap
	radijs
	rode kool
	savooikool
	spruiten
	voederkool
	witte kool
groenbemesting	Alexandrijnse klaver
	andere niet-vlinderbloemige groenbemester
	Italiaans raaigras
	(meerjarige) grasklaver
	(meerjarige) luzerne
	mengsel van gras en vlinderbloemigen
	mengsel van vlinderbloemigen

Bijlage 2 (vervolg). Indeling van de teelten aanwezig in de EPR laag 2008, en hun indeling in algemene gewasgroepen.

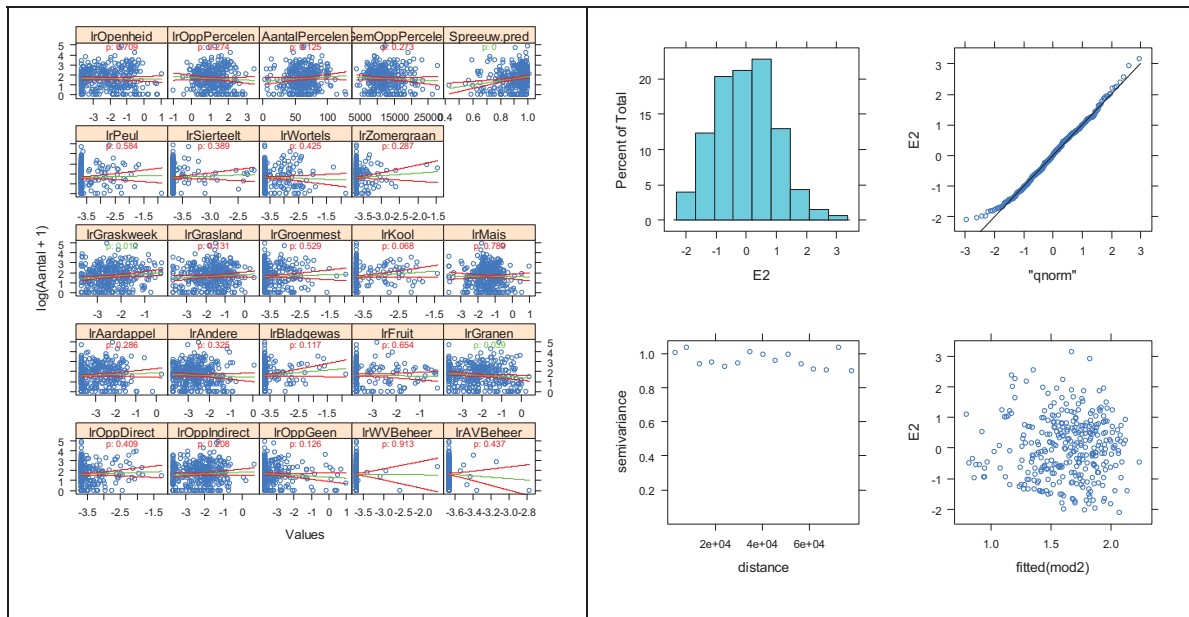
graangewassen	andere granen
	boekweit
	giert, sorghum, kanariezaad of harde tarwe
	haver
	spelt
	triticale
	wintergerst
	winterrogge
	wintertarwe
	zomergerst
	zomerrogge
	zomertarwe
bladgewassen	andijvie
	bleekselder
	groene selder
	ijsbergsla
	peterselie
	prei
	raketsla
	selder
	sla
	spinazie
	veldsla
aardappel	aardappel (consumptie)
	aardappel (pootgoed)
bebouwing	andere gebouwen
grasland	blijvend grasland
	tijdelijk grasland
	grassen in natuurbeheer
boomkweek	boomkweek
mais	silomais
	korrelmais
fruitteelt	Meerjarige fruitteelten (andere dan appel, peer)
	Fruitteelten eenjarig
	Meerjarige fruitteelt (appel)
	Meerjarige fruitteelt (kers)
	Meerjarige fruitteelt (peer)
	Overige meerjarige fruitteelten
andere	aardbeien
	andere bedekking
	niet nader omschreven gewas
	ongeldige gewascode
	tomaten
	winterkoolzaad

Bijlage 3: Univariate analyse en residu-analyse om de PDPO II impact na te gaan op 9 veel voorkomende SEBI soorten

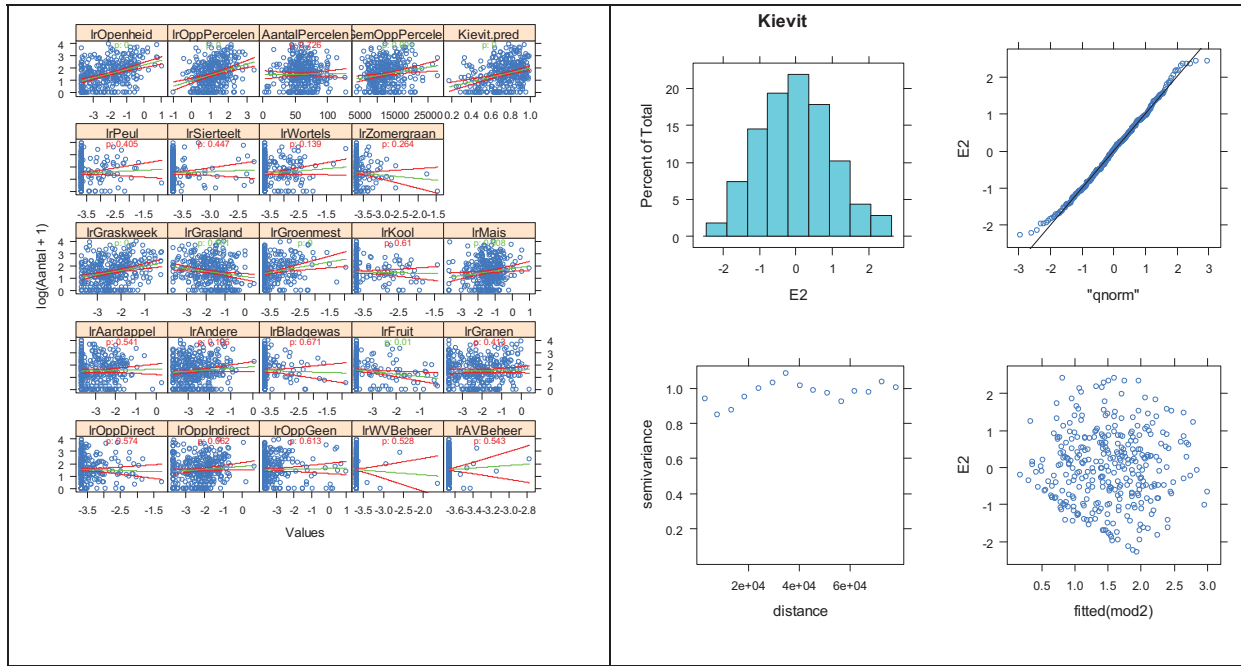
Houtduif



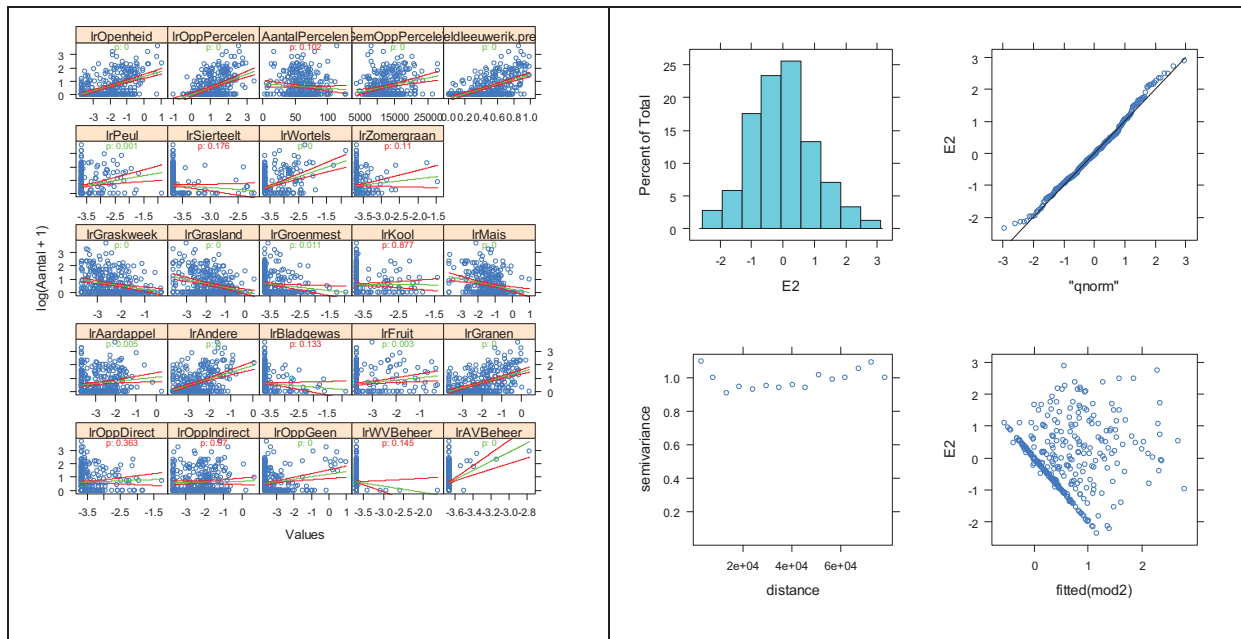
Spreeuw



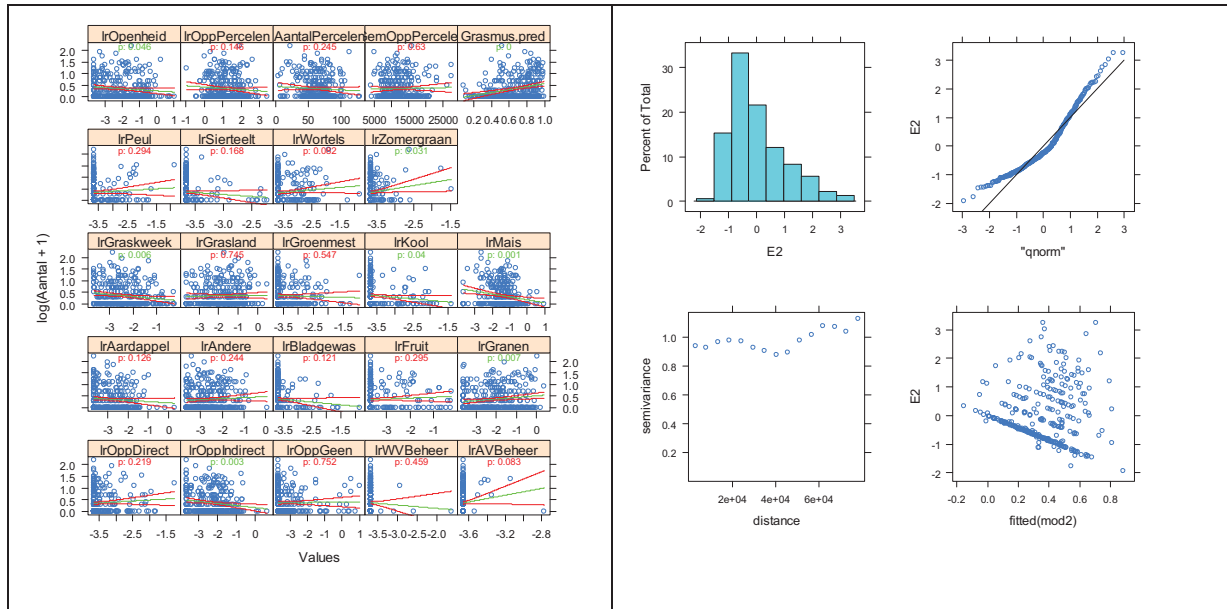
Kievit



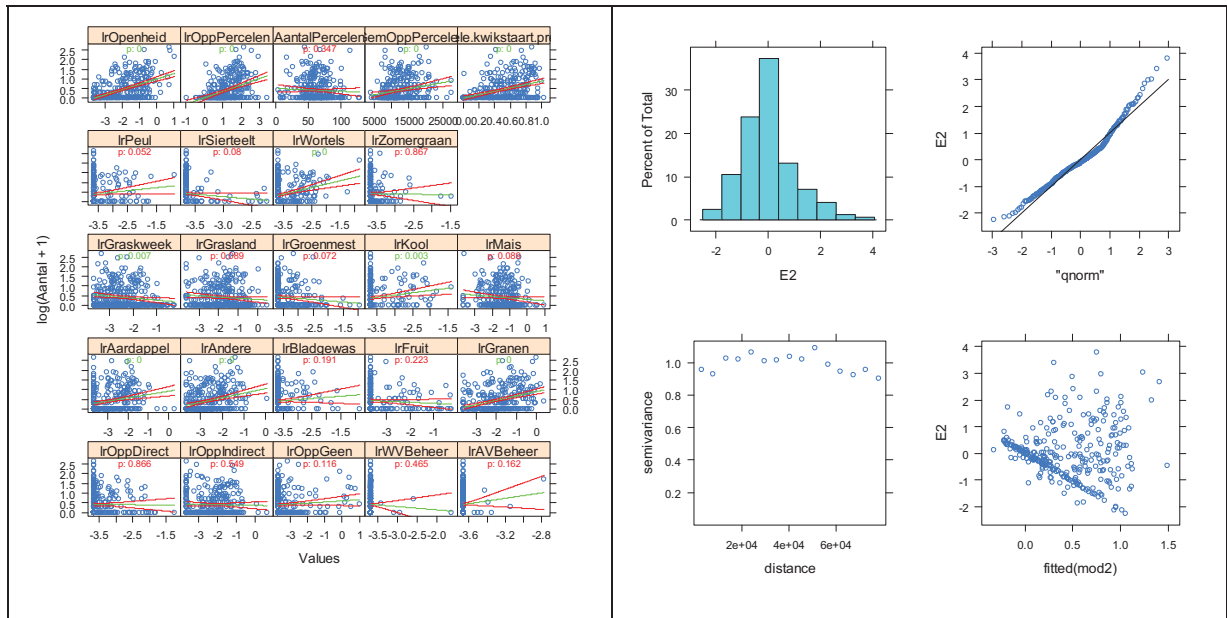
Veldleeuwerik



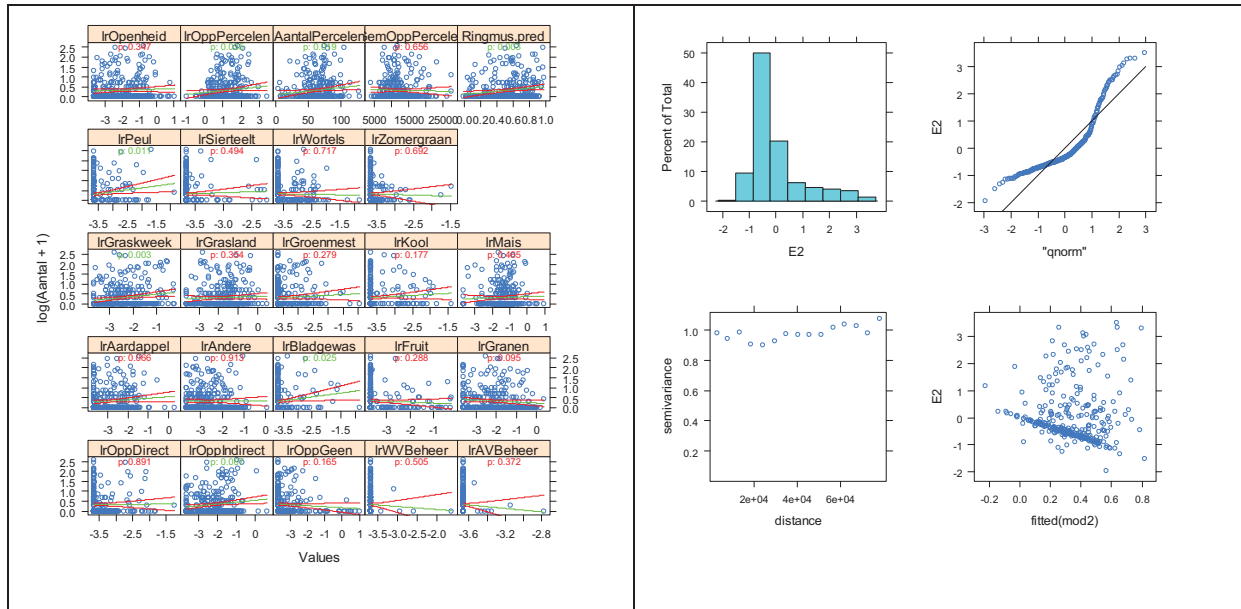
Grasmus



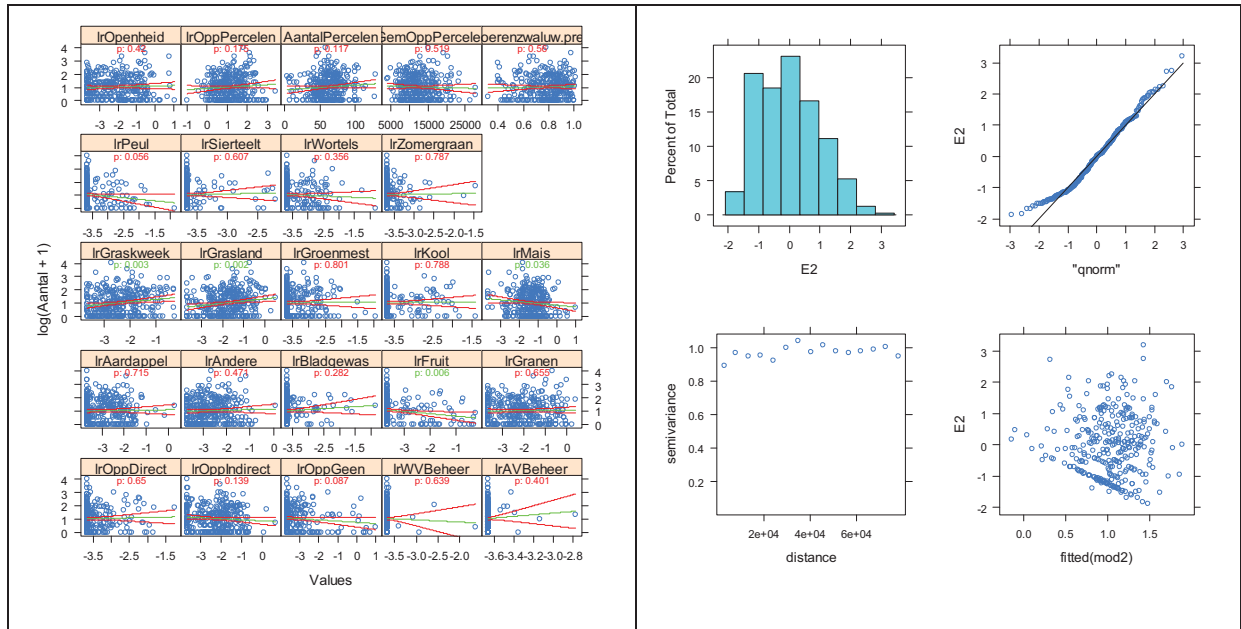
Gele kwikstaart



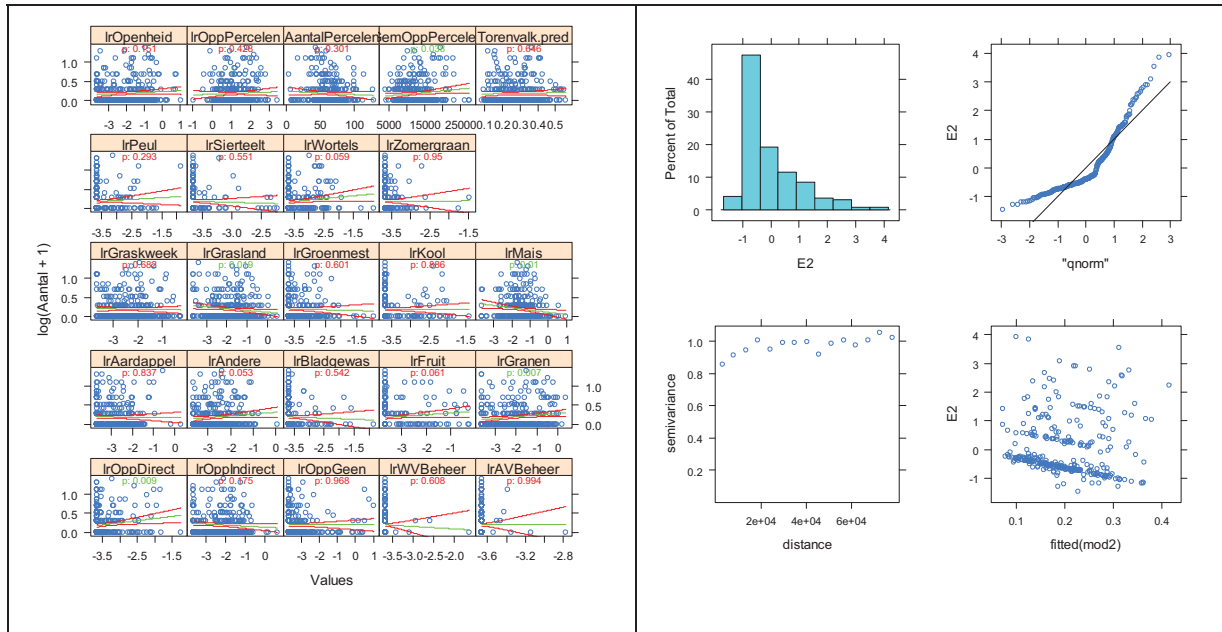
Ringmus



Boerenzwaluw



Torenvalk



Bijlage 4 - Lijst van de vogelsoorten die genoteerd werden tijdens de vier inventarisatierondes in 14 landbouwgebieden verspreid over Vlaanderen.

	GELDIGE WAARNEMINGEN					
	<i>Afkorting</i>	<i>Individuen</i>	<i>Paren</i>	<i>Territorium indicierend</i>	<i>Nest/nestindicierend</i>	
Bergeend	BE		X	X	X	1 MEI - 15 JULI
Blauwborst	BB			X	X	1 APR - 15 JUNI
Blauwe	BW		X	X	X	15 APR - 30 JUNI
Boerenzwaluw	BI				X	1 JUNI - 15 JULI
Boerenzwaluw	BI	X	X	X	X	15 JULI - 15 AUG
Boomvalk	FS		X	X	X	1 MEI - 15 SEPT
Bosrietzanger	BR			X	X	15 MEI - 20 JULI
Braamsluiper	BS			X	X	1 MEI - 30 JUNI
Bruine	BN		X	X	X	20 APR - 30 JUNI
Buizerd	BZ		X	X	X	1 FEB - 15 JULI
Canadese	CQ		X	X	X	1 APR - 30 JUNI
Ekster	EY		X	X	X	1 FEB - 30 JUNI
Fazant	FZ	X (indien man)	X	X	X	1 FEB - 30 JUNI
Geelgors	GG		X	X	X	1 APR - 20 JUNI
Gele	GW			X	X	15 APR - 1 JUNI
Gele	GW	X	X	X	X	1 JUNI - 20 JULI
Grasmus	GR			X	X	1 MEI - 10 JULI
Graspieper	GP			X	X	1 APR - 15 MEI
Graspieper	GP	X	X	X	X	15 MEI - 30 JUNI
Grauwe gors	GrG		X	X	X	15 MEI - 20 JULI
Grauwe	UW		X	X	X	1 MEI - 15 AUG
Groenling	GX		X	X	X	1 MEI - 30 JUNI
Grote Lijster	GT		X	X	X	1 MRT - 31 MEI
Grutto	GU	X (indien man)	X	X	X	10 APR - 10 MEI
Holenduif	HD		X	X	X	1 APR - 31 JULI
Huismus	HU	X (indien man)	X	X	X	10 MRT - 20 JUNI
Huiszwaluw	HZ				X	15 JUNI - 15 AUG
Kemphaan	KH	X (indien man)	X	X	X	15 MEI - 30 JUNI
Kievit	Ki	X (indien man)	X	X	X	10 APR - 10 MEI
Kluut	KL		X	X	X	1 MEI - 15 JUNI
Kneu	Kn		X	X	X	1 MEI - 20 JULI
Knobbelzwaan	KZ		X	X	X	20 APR - 20 JULI
Koekoek	KK			X	X	15 MEI - 30 JUNI
Krakeend	KS	X	X	X	X	1 MEI - 30 JUNI
Kuifeend	KF	X (indien man)	X	X	X	15 MEI - 30 JUNI
Kwartel	KT	X	X	X	X	20 MEI - 31 JULI
Kwartelkoning	KG	X	X	X	X	20 MEI - 31 JULI
Meerkoet	MT	X	X	X	X	20 APR - 10 JUNI
Nijlgans	NQ		X	X	X	15 MRT - 15 MEI
Paapje	PA			X	X	15 MEI - 1 JUNI
Paapje	PA	X	X	X	X	1 JUNI - 20 JULI
Patrijs	PT	X	X	X	X	15 FEB - 20 JUNI
Putter	PU			X	X	1 APR - 10 MEI
Putter	PU	X	X	X	X	10 MEI - 15 JUL

Bijlage XXX (vervolg) – Lijst van de vogelsoorten die genoteerd werden tijdens de vier inventarisatierondes in 14 landbouwgebieden verspreid over Vlaanderen.

	GELDIGE WAARNEMINGEN					
	<i>Afkorting</i>	<i>Individueen</i>	<i>Paren</i>	<i>Territorium indicierend</i>	<i>Nest/nestindicerend</i>	
Rietgors	RG		X	X	X	1 MEI - 10 JULI
Rietzanger	RZ			X	X	1 MEI - 20 JULI
Ringmus	RM		X	X	X	1 APR - 15 JUNI
Roek	RO				X	15 APR - 10 MEI
Roodborsttapuit	RT			X	X	15 MRT - 15 APR
Roodborsttapuit	RT	X	X	X	X	15 APR - 15 JULI
Scholekster	SC		X	X	X	1MEI - 10 JUNI
Slobeend	SE	X	X	X	X	20 APR -30 JUNI
Spotvogel	SO			X	X	15 MEI - 15 JULI
Tafeleend	TE	X (indien man)	X	X	X	15 MEI - 10 JULI
Torenvalk	TV		X	X	X	1 MRT - 15 JULI
Tureluur	TU			X	X	20 APR - 15 MEI
Tureluur	TU	X	X	X	X	15 MEI - JUNI
Veldleeuwerik	VL		X	X	X	1 APR -15 JUNI
Watersnip	WS			X	X	20 APRIL- 15MEI
Watersnip	WS	X	X	X	X	15 MEI - 30 JUNI
Wespendief	WD		X	X	X	20 MEI - 10 AUG
Wintertaling	WT			X	X	1 MEI - 15 MEI
Wintertaling	WT	X	X	X	X	15 MEI - 30 JUNI
Witte	WI	X	X	X	X	15 APR - 10 JULI
Wulp	WU		X	X	X	15 MRT - 31 MEI
Zomertaling	ZT	X	X	X	X	20 APR - 30 JUNI
Zomertortel	ZoT		X	X	X	1 MEI - 20 JULI
Zwarte	ZR			X	X	20 APR - 10 JULI

Vogels werden alleen genoteerd als het een geldige waarneming binnen de datumgrenzen betrof. De criteria voor een geldige waarneming verschillen van soort tot soort. Merk op de sommige soorten dubbel vermeld zijn omdat de criteria voor een geldige waarnemingen kunnen verschillen in de loop van het broedseizoen. Voor sommige soorten kan de aanwezigheid buiten de datumgrenzen echter ook indicatief zijn, en van volgende soorten werden de geldige waarnemingen ook buiten de datumgrenzen genoteerd: bergeend, blauwe kiekendief, boomvalk, bruine kiekendief, buizerd, canadese gans, fazant, grauwe gors, grauwe kiekendief, grutto, kievit, kluut, knobbelzwaan, krakeend, kuifeend, kwartelkoning, meerkoet, nijlgans, patrijs, scholekster, slobeend, tafeleend, torenvalk, tureluur, wespndief, wintertaling, witte kwikstaart; wulp en zomertaling (zie Van Dijk 2004).

Bijlage 5 – Herschaling van de verschillende drainageklassen naar een continue drainagevariabele

Vlaanderen (uitgezonderd kustpolders)

De drainageklassen aanwezig in de 14 inventarisatiegebieden worden in de tabel hieronder opgelijst, samen met hun beschrijving (uit Van Ranst & Sys 2000) en de herschaling naar de 0 – 9 continue variabele.

code	beschrijving		herschaling
x	bebouwing		0
a	te sterke drainage	zeer droge gronden	1
b	gunstige drainage	droge gronden	2
c	matige drainage	matig droge gronden	3
a-d			3
c-d			4
d	onvoldoende drainering	matig natte gronden	5
e	matig slechte drainering	natte gronden	6
h	matige slechte drainering	natte gronden met relatief hoge ligging	6
e-f			7
f	slechte drainering	zeer natte gronden	8
g	zeer slechte drainering	uiterst natte gronden	9

De categorieën a-d, c-d en e-f worden als dusdanig niet beschreven in Van Ranst & Sys (2000), maar stellen gronden voor die intermediair zijn tussen drainageklassen. Bij bebouwde ('antropogene') gronden werd geen drainageklasse aangegeven. De drainagevariabele is hoogstwaarschijnlijk het belangrijkste voor weidevogels, en er kan vanuit gegaan worden dat nattere gronden, of tenminste niet te droge gronden, beter zijn voor weidevogels. Daarom werd besloten om aan de bebouwde gronden de waarde 0 toe te kennen, daar deze percelen per definitie niet geschikt zijn voor weidevogels.

Bijlage 5 (vervolg) – Herschaling van de verschillende drainageklassen naar een continue drainagevariabele

Vlaanderen (kustpolders)

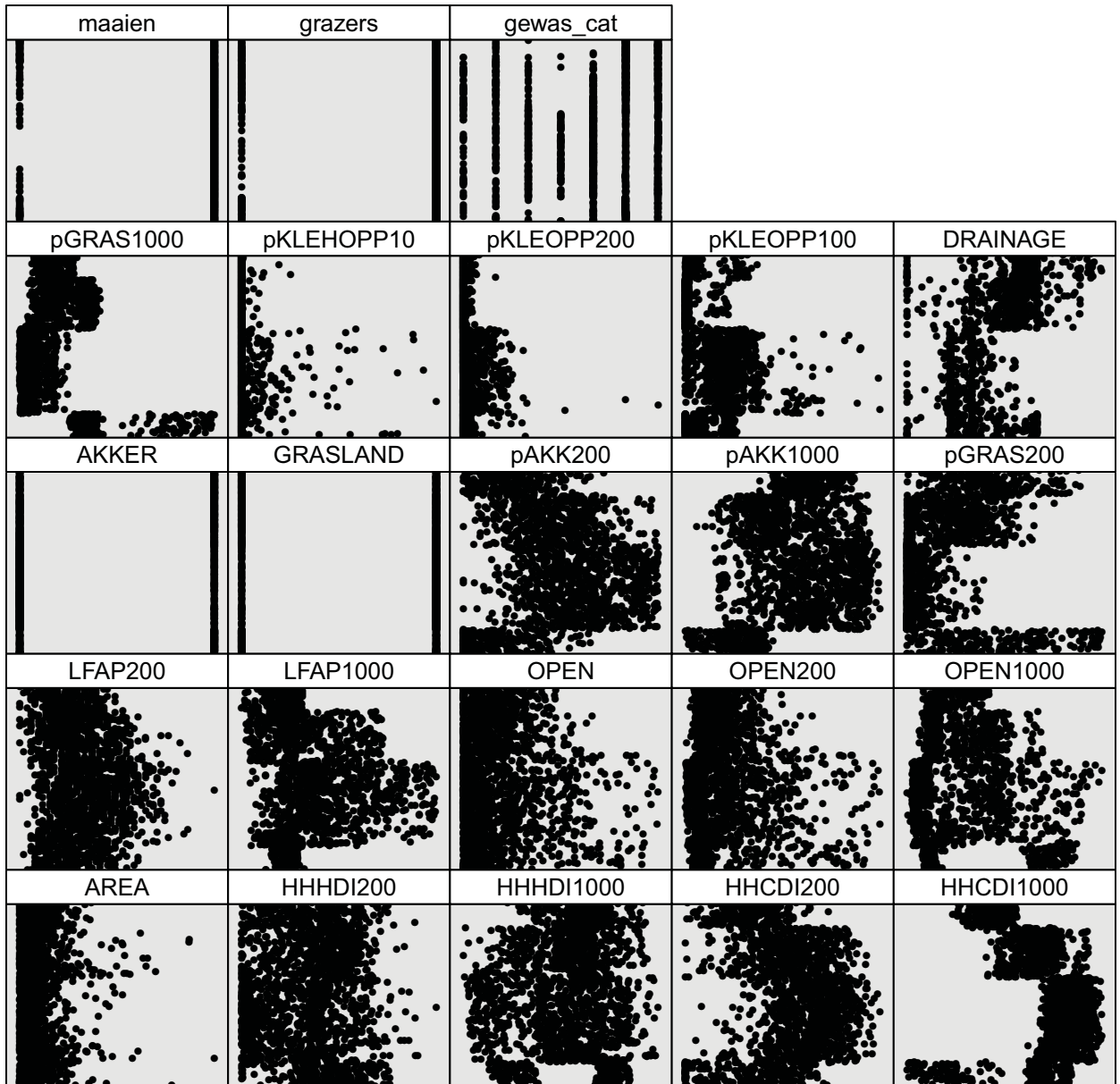
De textuurcategorieën aanwezig in de kustpoldergebieden waarin vogels geïnventariseerd werden staan in de tabel hieronder. In de tweede kolom staan de kernwoorden (afkomstig uit Van Ranst & Sys, 2000) waarop de herschaling naar een 0 – 9 waarde gebaseerd is. Ook hier werd aan gronden die per definitie ongeschikt zijn voor weidevogels de waarde 0 toegekend.

textuurcategorie	kernwoorden	herschaling
OA	afgegraven	0
OB	bebouwd	0
OC	verdwenen gronden	0
OE	groeven	0
ON	opgehoogd	0
OT	sterk vergraven gronden	0
L-P	duingrond	1
U-A-L	duingrond	1
U-L-S	duingrond	1
A4	voor landbouw: drainage hoeft niet dicht te zijn maar is gewenst	4
Df1	oppervlakkig nat	4
D4	oppervlakkig nat	4
D5	oppervlakkig nat	4
A5	voor landbouw: dichte drainage gewenst	5
E	voor landbouw: dichte drainage gewenst	5
B1	voor landbouw: zeer dichte drainage gewenst	6
B2	voor landbouw: zeer dichte drainage gewenst	6
F	voor landbouw: ondoorlatende laag, waterhuishouding ongewenst	6
G	zeer nat	8
OV1	uitgeveende gronden, zeer nat	9
OV2	uitgeveende gronden, zeer nat	9
V	veen, zeer nat	9
V	veen, zeer nat	9

Bijlage 6 – Cleveland dotplots voor de verklarende variabelen



Order of the data from text file

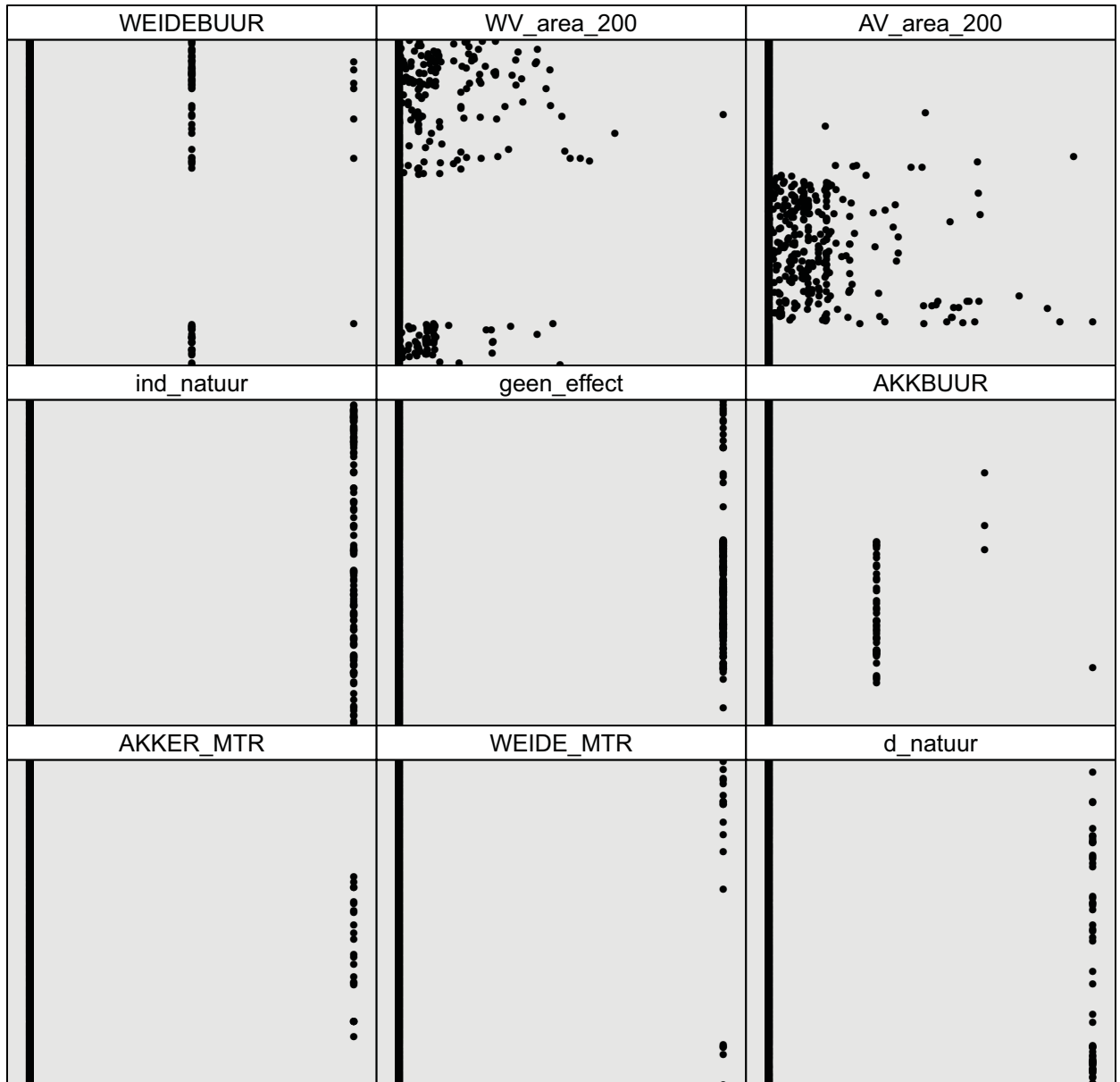


Value of the variable

Bijlage 7 – Cleveland dotplots voor de PDPO II variabelen



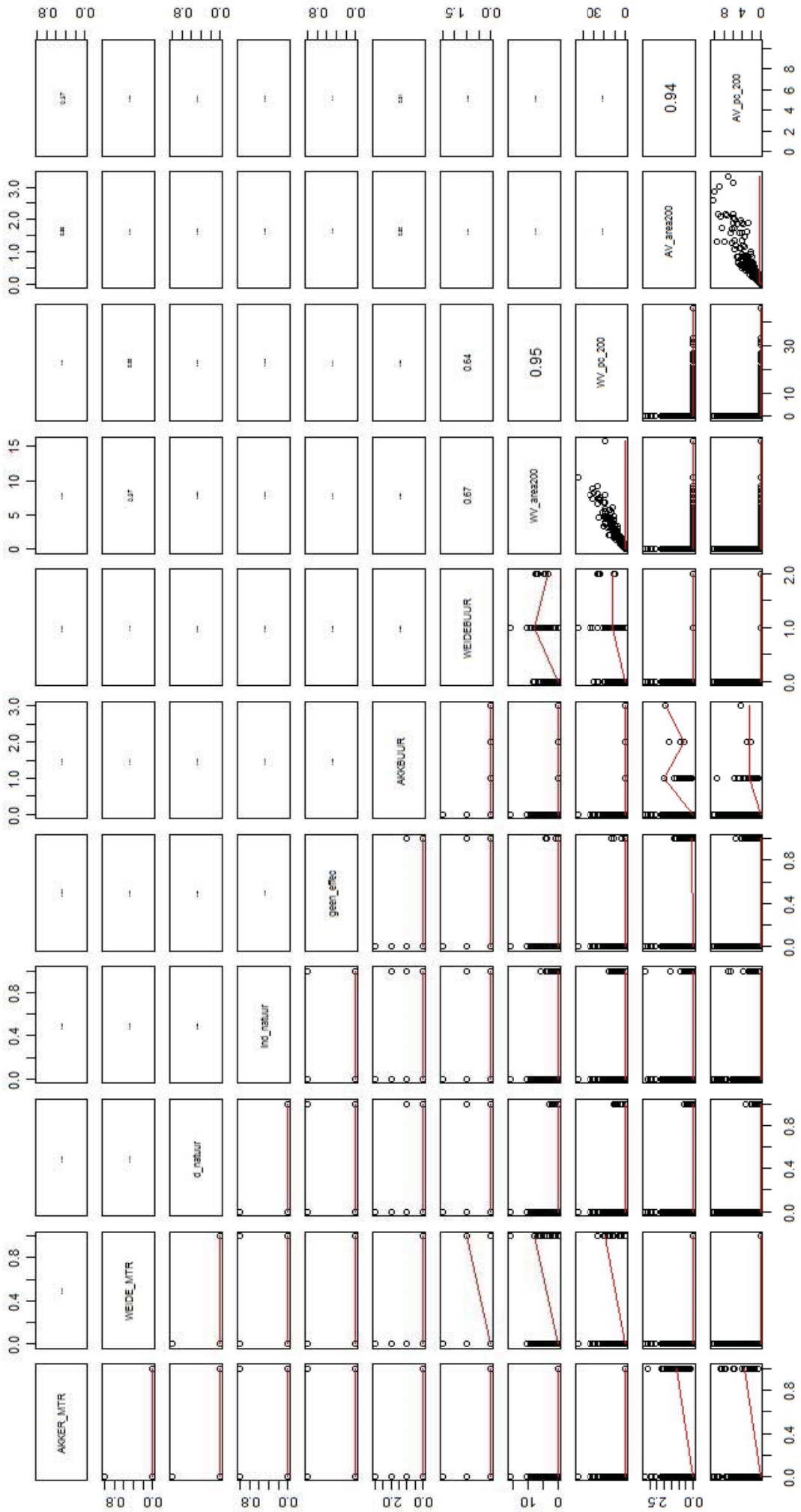
Order of the data from text file



Value of the variable

Bijlage 8 – Correlaties tussen de PDPO II variabelen onderling





Bijlage 9 – Aantallen waarnemingen en afgebakende territoria, plus het maximum aantal territoria van een soort per landbouwperceel.

	<i>aantal waarnemingen</i>	<i>aantal territoria</i>	<i>max aantal territoria per perceel</i>
bergeend	91	12	2
blauwborst	87	30	1
blauwe kiekendief	1	0	0
boerenwaluw	33	7	1
boomvalk	7	0	0
bosrietzanger	13	9	1
braamsluiper	3	3	2
bruine kiekendief	20	1	1
buizerd	59	1	1
canadese gans	54	3	1
ekster	227	29	2
fazant	329	42	1
geelgors	290	59	2
gele kwikstaart	663	129	5
grasmus	261	68	2
graspieper	138	45	5
grauwe gors	32	9	1
groenling	144	21	1
grote lijster	3	2	1
grutto	150	38	4
holenduif	121	47	1
huismus	252	27	2
huiswaluw	21	2	1
kievit	1096	181	7
kneu	188	44	2
knobbelzwaan	2	0	0
koekoek	10	8	1
krakeend	7	0	0
kuifeend	9	1	1
kwartel	8	6	1
meerkoet	246	21	3
nijlgans	36	3	1
paapje	2	0	0
patrijs	123	25	1
putter	18	6	1
rietgors	88	35	2
rietzanger	224	56	4
ringmus	43	15	1
roodborsttapuit	126	23	2
scholekster	150	26	1
slobeend	35	7	1
spotvogel	19	13	2
torenvalk	46	1	1

Bijlage 9 (vervolg) – Aantallen waarnemingen en afgebakende territoria, plus het maximum aantal territoria van een soort per landbouwperceel.

	<i>aantal waarnemingen</i>	<i>aantal territoria</i>	<i>max aantal territoria per perceel</i>
veldleeuwerik	824	142	3
wespendief	6	0	0
wintertaling	16	0	0
witte kwikstaart	222	29	1
wulp	36	6	1
zomertaling	4	0	0
zwarte roodstaart	57	13	1