



Vlaanderen
is open ruimte

Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen

**VLAAMSE
LAND
MAATSCHAPPIJ**



Europees Landbouwfonds
voor Plattelandsontwikkeling:
Europa investeert
in zijn platteland



VLM.be

Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen

COLOFON

Uitvoerder:

Universiteit Hasselt
Martelarenlaan 42
3500 Hasselt

Opdrachtgever:

Vlaamse Landmaatschappij
Koning Albert II-laan 15
1210 Brussel
www.vlm.be

Het project 'Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen (broedplaats, voedsel en broedsucces)' is gefinancierd door de Vlaamse Landmaatschappij (Bestek nr. APM/2017/4).

Wijze van citeren: Evens R., Willems, T., Crevecoeur J., Neyens T. & Beenaerts N. 2022. Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen (broedplaats, voedsel en broedsucces). Onderzoeks- en monitoringsrapport. Centrum voor Milieukunde - Universiteit Hasselt, Diepenbeek.
Centrum voor Milieukunde – Universiteit Hasselt

Redactie: Karolien Michiel en Hans Roosen (VLM)

Coverfoto: VLM

Datum Rapport: augustus 2022

INHOUD

1	Algemene inleiding.....	5
2	Monitoring en onderzoek	7
3	Regionale monitoring.....	9
3.1	Inleiding	9
3.2	methoden	10
3.2.1	Gegevensverzameling	10
3.2.2	Statistische analyse	11
3.3	resultaten	11
3.3.1	Model 1: Waarnemingskansen van soorten per beheerdoelstelling	12
3.3.2	Model 1: Waarnemingskansen van soorten per beheerpakket.	13
3.3.3	Model 2: Waarnemingskansen van soorten in beheerovereenkomsten o.b.v. gegevenstype.	15
3.4	Discussie	19
4	lokale monitoring.....	21
4.1	meetnet agrarische soorten	21
4.1.1	Inleiding	21
4.1.2	Methoden	22
4.1.3	Resultaten	25
4.1.4	Discussie (lokale monitoring: MAS)	42
4.2	voedselbeschikbaarheid	44
4.2.1	Inleiding	44
4.2.2	Methoden	45
4.2.3	Resultaten	47
4.2.4	Discussie	52
5	individuele monitoring.....	54
5.1	territoria en nestlocaties	54
5.1.1	Inleiding	54
5.1.2	Methoden	54
5.1.3	Resultaten	56
5.1.4	Discussie	73
5.2	GPS tracking veldleeuwerik	75
5.2.1	Inleiding	75
5.2.2	Methoden	75
5.2.3	Resultaten	76
6	Algemene discussie.....	80

Beste lezer,

Op het akkervogelsymposium in 2017 gaf ik mee dat kennisvergaring en het uitwisselen van die kennis onontbeerlijke ingrediënten zijn van een effectief agrarisch natuurbeheer.

Dit rapport over de bijdrage van beheerovereenkomsten voor akkervogels ingezet tijdens de derde programmaperiode voor plattelandsontwikkeling draagt daar toe bij. We hebben daarvoor middelen uit het Europees Fonds voor plattelandsontwikkeling ingezet.

Het opzet van deze opdracht was om na te gaan in welke mate beheerovereenkomsten geschikte broedgelegenheid creëren voor akkervogels en bijdragen aan de voedselvoorziening tijdens het broedseizoen. Het onderzoek toont aan dat beheerovereenkomsten o.a. geschikte broedgelegenheid bieden aan 2^{de} legfels van veldleeuwerik en heel wat voedsel (insecten) bevatten maar dat verder onderzoek noodzakelijk blijft om de bijdrage van beheerovereenkomsten voor akkervogels verder te verbeteren. .

Ik blijf bij mijn vaststelling uit 2017 dat optimaal akkervogelbeheer zich niet makkelijk laat definiëren. Daarom vind ik het belangrijk mee te geven dat de VLM blijft inzetten op de evaluatie van de effectiviteit van deze maatregelen. Het soortenbeschermingsprogramma voor akkervogels biedt een bijkomend kader hiervoor. Met aanvullende middelen uit het plattelandsfonds, ondersteunen we momenteel een samenwerkingsverband tussen INBO, ANB en het departement Landbouw en Visserij. Dat samenwerkingsverband is een pilootproject om bestaande monitoring rond akkervogels in het landbouwgebied te versterken en betere en meer gedetailleerde trendgegevens te bekomen om inzicht te krijgen in de effectiviteit van de maatregelen.

Er is zeker hoop voor akkervogels in Vlaanderen. Krachten bundelen en samenwerken binnen de complexe Vlaamse omgeving blijven voor de Vlaamse Landmaatschappij de basis om ook in de toekomst beheerovereenkomsten te blijven inzetten.

Toon Denys
Gedelegeerd bestuurder VLM

1 ALGEMENE INLEIDING

De link tussen de intensivering van landbouw, het verlies van biodiversiteit en de degradatie van ecosystemen werd reeds uitvoerig bestudeerd (Benton et al., 2002; Geiger et al., 2010; Krebs et al., 1999; Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001). Hierbij werd aangetoond dat populaties van soortengroepen gebonden aan landbouwgebied, waaronder planten, ongewervelden, zoogdieren en vogels, sterk afnemen (Attwood et al., 2008; Kleijn et al., 2011; Macdonald et al., 2007; Newton, 2004; Thomas et al., 2004). Oorzaken van deze populatieafnames kunnen gevonden worden in een aaneenschakeling van gewijzigde landbouwactiviteiten na de Tweede Wereldoorlog om de efficiëntie en productiviteit van landbouw te bevorderen (Benton et al., 2003; McHugh et al., 2017; Woodhouse et al., 2005). Dit omvat, onder andere, het gebruik van agro-chemicaliën, schaalvergroting (i.e. introductie van monoculturen en het verwijderen van heggen en ongebruikt land om de oppervlakte van percelen te verhogen), veranderingen in het arbeidsproces (i.e. vroeger oogsten en vervroegen van het tijdstip van ploegen naar onmiddellijk na de oogst in plaats van later in het daaropvolgende voorjaar), extensieve drainage en het gebruik van anorganische meststoffen (Vickery et al., 2001). Hoewel al deze landbouwactiviteiten op één of andere manier bijdragen aan biodiversiteitsverlies, is vaak onduidelijk welke individuele bijdrage zij leveren. Deze onduidelijkheid wordt veroorzaakt door de complexe interacties tussen elk van deze activiteiten, de habitat context waarin zij worden toegepast en de ecologie van de verschillende taxa (Kuiper, 2015; Newton, 2004; Tschardt et al., 2005).

Als antwoord op het biodiversiteitsverlies in landbouwgebieden introduceerde de Europese Unie “*agri-environmental schemes*” (Commission, 2021). Europese lidstaten worden hierbij onder de tweede pijler (plattelandontwikkeling) van het Europese Gemeenschappelijke Landbouwbeleid (GLB) gefinancierd om beheerovereenkomsten te implementeren (Vickery et al., 2004). In het Vlaams Programmadoocument voor Plattelandontwikkeling (PDPO) werden strategische doelstellingen vastgelegd die de basis vormen voor een aantal beheerovereenkomsten die landbouwers kunnen sluiten met de Vlaamse Landmaatschappij. Het betreft een vrijwillige overeenkomst waarbij ze een vijfjarige beheerovereenkomst sluiten. Voor het sluiten van beheerovereenkomsten worden landbouwers jaarlijks gecompenseerd voor het verlies aan inkomen dat veroorzaakt wordt door het toepassen van de beheerovereenkomsten.

Beheerovereenkomsten worden doorgaans ontwikkeld door zorgvuldige afwegingen te maken tussen ecologische, socio-economische, administratieve en politieke eisen met als globaal doel een beleidsinstrument te creëren om over grotere gebieden de biodiversiteit te verhogen of o.a. grond-, water en luchtkwaliteit te verbeteren (Vickery et al., 2004). Echter, onderzoek naar de effectiviteit van beheerovereenkomsten in verschillende Europese lidstaten suggereert dat beoogde doelstellingen niet altijd behaald worden. In het kader van biodiversiteitsbevordering werd bijvoorbeeld aangetoond dat de diversiteit en abundantie van invertebraten sneller zal stijgen in beheerovereenkomsten dan de diversiteit en abundantie van vogels en planten (Kleijn et al., 2011). Daarnaast werden ook verschillende responsen, zowel positief als negatief, binnen soortengroepen waargenomen, afhankelijk van de targetsoorten (i.e. focust de beheerovereenkomst op de oorzaken van populatieafname binnen de soort; Meichtry-Stier et al., 2014; van Dijk et al., 2013; Willems et al., 2014) en het onderzoeksgebied (i.e. landschapscontext en habitat diversiteit; Concepción et al., 2012; Wretenberg et al., 2010) waar beheerovereenkomsten werden toegepast (Fuller et al., 2005; Geiger et al., 2010).



Om de status van ecosystemen – en de doeltreffendheid van beheerovereenkomsten te bestuderen, kunnen vogels beschouwd worden als goede indicatoren (Renwick et al., 2012). Dit omdat hun ecologie vaak reeds intensief bestudeerd werd en omdat de kwaliteit van vogelpopulaties een weerspiegeling kan zijn van de status van lagere trofische niveaus. In het specifieke geval van vogelsoorten gebonden aan landbouwgebied (hierna vereenvoudigd als “akkervogels”) wordt intensieve landbouw vandaag beschouwd als één van de grootste bedreigingen (Green et al., 2005; Tilman et al., 2002). De snelle, drastische en wijdverspreide populatieafnames van vogelsoorten gebonden aan Europese landbouwgebieden (Fuller et al., 2005; Green et al., 2005; Tilman et al., 2002) benadrukt daarom de noodzaak van inclusieve beschermingsprogramma’s voor het behoud van biodiversiteit in landbouwgebied. Onder de impuls van landbouwintensivering verdwenen voedselbronnen en/of de beschikbaarheid van foerageer-, rust of broedhabitat voor akkervogels in Europa. Hierdoor onderging ongeveer 80% van de akkervogelsoorten populatieafnames van meer dan 50% sinds het midden van de 20^e eeuw (Chamberlain and Fuller, 2001; Donald et al., 2001; Fuller, 2000; Gregory et al., 2005; Siriwardena, 2010). Ook de populaties van Vlaamse akkervogels kende gelijkaardige populatietrends (Devos et al., 2016; Vermeersch et al., 2004), waardoor nagenoeg alle akkervogelsoorten vandaag opgenomen zijn op de Rode Lijst van Vlaamse broedvogels (Devos et al., 2016).

Beheerovereenkomsten, met als doel de instandhouding van akkervogels, hebben rechtstreeks of onrechtstreeks het doel om broed- en rusthabitat te creëren en om voedsel te voorzien tijdens de zomer- en wintermaanden. Hiermee trachten beheerovereenkomsten concrete oorzaken van populatieafnames van akkervogels aan te pakken. In analogie met andere taxa, bevestigen internationale studies dat ook in het geval van akkervogels beheerovereenkomsten zowel positieve als negatieve effecten hebben op populatiedensiteiten en de beschikbaarheid van voedsel en nestgelegenheid voor akkervogels (McHugh et al., 2017; Redhead et al., 2018). Hierbij werd duidelijk dat individuele soorten anders reageren op de verschillende types beheerovereenkomsten (Batáry et al., 2015) en dat de landschappelijke context van beheerovereenkomsten de effectiviteit ervan kan beïnvloeden (Fuller et al., 2004; Geiger et al., 2010; McHugh et al., 2017; Redhead et al., 2018).

Vlaamse beheerovereenkomsten, gericht op akkervogelbescherming, trachten de drie belangrijkste knelpunten voor akkervogels aan te pakken: i) de aanleg en de instandhouding van veilig broedhabitat en het voorzien van ii) zomer- (insecten) en iii) wintervoedsel (granen). Het betreft specifiek de aanleg van voedselgewassen (als wintervoedsel) en gemengde grasstroken of gemengde grasstroken “plus” (als broedhabitat en zomervoedsel).

Een recente Vlaamse studie, waarbij territoriumkarteringen van akkervogels werden uitgevoerd, duidt hierbij op voorzichtig positieve effecten van beheermaatregelen op populatiedynamieken van enkele akkervogelsoorten in een aantal gemonitorde gebieden (Bruyn et al., 2018). Verder onderzoek naar de effectiviteit van beheerovereenkomsten gebeurde echter hoofdzakelijk in het buitenland, en niet in Vlaanderen. Daarom wordt in dit project, met een focus op de broedperiode, onderzocht of het huidige aanbod aan Vlaamse beheerovereenkomsten een bijdrage kan leveren aan de instandhouding van akkervogels.

De algemene doelstelling van dit project is om te achterhalen in welke mate beheerovereenkomsten (i.e. gemengde grasstroken, gemengde grasstroken plus en faunavoedselgewassen) geschikt en veilig broedhabitat creëren voor akkervogels en bijdragen aan voedselvoorziening tijdens het broedseizoen. Onderstaande onderzoeksvragen staan hierbij voorop:



- Welke akkervogelsoorten maken gebruik van de bovenvermelde beheerovereenkomsten als broedhabitat of foerageerlocatie?
- Welke invloed hebben deze beheerovereenkomsten op insectendiversiteit en abundantie?
- Welke invloed heeft het landschap op de effectiviteit van beheerovereenkomsten?

2 MONITORING EN ONDERZOEK

Om te onderzoeken welke bijdrage beheerovereenkomsten kunnen leveren als geschikt broed- of foerageerhabitat voor akkervogels in Vlaanderen werd dit onderzoek uitgevoerd in twee deelgebieden waarbinnen het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) territoriumkarteringen uitvoerde (Bruyn et al., 2018): Plateau Leefdaal (Vlaams-Brabant) en De Moeren (West-Vlaanderen). Beide gebieden hebben een oppervlakte van ongeveer 300ha. Binnen deze gebieden liggen hoofdzakelijk beheerovereenkomsten gemengde grasstroken, gemengde grasstroken plus en vogelvoedselgewassen.

Akkervogels werden als soortengroep bestudeerd, met focus op vier doelsoorten: veldleeuwerik *Alauda arvensis*, gele kwikstaart *Motacilla flava*, geelgors *Emberiza citrinella* en patrijs *Perdix perdix*. Analoog voor deze vier soorten is dat populatieafnames worden toegeschreven aan de intensivering van landbouw waarbij geschikt broedhabitat en zomer- en wintervoedsel verdwenen door schaalvergroting, monoculturen, snelle lentegroei van wintertarwe en najaarsploegen van stoppelvelden (Chamberlain et al., 2000, 1999b; Donald et al., 2002, 2001; Siriwardena et al., 2008).

De veldleeuwerik is een kleine zangvogel met een korte levensduur en een lang broedseizoen (april – augustus). Het is een typische “open habitat soort” (*sensu* Dochy and Hens, 2003) die sterk geassocieerd wordt met landbouwgebied. Hoge structuren, zoals hagen en bomen, tracht deze soort te vermijden. In Europa en Vlaanderen was de veldleeuwerik eens talrijk, maar kende een populatieafname van $\pm 50\%$ (Europa) tot $\pm 95\%$ (Vlaanderen) ten opzichte van midden 20^e eeuw (Vermeersch et al., 2004). Deze populatieafname wordt toegeschreven aan de intensivering van landbouw waarbij geschikt broedhabitat (schaalvergroting en monoculturen, snelle lentegroei van wintertarwe), en zomer- (pesticidegebruik, schaalvergroting) en wintervoedsel (najaarsploegen stoppelvelden) verdwenen (Chamberlain et al., 2000, 1999b; Donald et al., 2002, 2001; Siriwardena et al., 2008).

De gele kwikstaart is een kleine zangvogel die broedt tussen mei en juli. In het verleden werd deze soort vaak toegewezen aan vochtige weilanden (Kirby et al., 2012). Vandaag is de soort in Vlaanderen vooral gebonden aan landbouwgebied. Deze typische “open habitat soort” (*sensu* Dochy en Hens 2009) broedt in het eerste deel van het broedseizoen hoofdzakelijk in ‘winter-gezaaide granen’, waarna het tweede broedsel vaak teruggevonden wordt in aardappelteelten (Gilroy et al., 2010; Kragten, 2011). In Europa kende de gele kwikstaart een populatiedaling van ongeveer 75% sinds midden 20^e eeuw. Voor Vlaanderen is de trend gelijkaardig, met een populatieafname van ongeveer 45% sinds 2007, maar de soort werd toch opgenomen als “Momenteel niet in gevaar” op de Vlaamse Rode Lijst (Devos et al., 2016).



De geelgors is tevens een kleine zangvogel die broedt tussen mei en juli. Het is een typische “half-open habitat soort” gebonden aan een divers mozaïeklandschap met hagen, houtkanten en kleine landschapelementen. Populatieafnames van deze soort worden hoofdzakelijk toegewezen aan het verdwijnen van kleine landschapselementen en de afwezigheid van wintervoedsel. In Europa kende de soort een populatiedaling van 75% sinds het midden van de 20^e eeuw. De geelgors werd op de meest recente Rode Lijst opgenomen als “Momenteel niet in gevaar” (Devos et al., 2016). Dit komt hoofdzakelijk door de stijgende populatietrend tussen 2007 en 2016.

De patrijs is een middelgrote hoenderachtige die hoofdzakelijk gebonden is aan een kleinschalig, divers landschap met hagen, houtkanten en ruige begroeiing. In Europa daalde de populatie met 95% sinds het midden van de 20^e eeuw, terwijl in Vlaanderen populatieafnames van ±50% worden vastgesteld sinds 2007 (Devos et al., 2016).

Monitoring en onderzoek werd uitgevoerd op drie niveaus, die de drie hoofdstukken van dit rapport vormen: A) regionaal, B) lokaal en C) individueel niveau.

De regionale monitoring is gebaseerd op historische territoriumkarteringen (afkomstig uit tien Vlaamse projectgebieden en verzameld tussen 2010-2016; Bruyn et al., 2018) en MAS-tellingen (verzameld in dit project tussen 2018-2020; zie lokale monitoring). Binnen dit hoofdstuk werden twee statistische modellen opgebouwd om het effect van beheerovereenkomsten op het voorkomen van alle relevante, geobserveerde soorten (niet gelimiteerd tot akkervogels) te kwantificeren. Hierbij werd eerst het effect gekwantificeerd van verschillende types beheerovereenkomsten op het aantal geregistreerde historische waarnemingen per geobserveerde soort. Vervolgens werd geen onderscheid meer gemaakt tussen verschillende types beheerovereenkomsten en werd het effect van beheerovereenkomsten op de aan-/afwezigheid van soorten gekwantificeerd op basis van gecombineerde broedvogelgegevens (historische territoriumkarteringen 2010-2016 en MAS-tellingen verzameld tussen 2018 en 2020) voor de twee onderzoeksgebieden uit deze studie.

In de lokale monitoring werden territoriumkarteringen uitgevoerd volgens de MAS-methode (Meetnet Agrarische Soorten) en werd onderzoek uitgevoerd naar de diversiteit en abundantie van invertebraten. Per onderzoekjaar (2018-2020) werden zes MAS-tellingen uitgevoerd op 21 locaties per onderzoeksgebied om een robuust overzicht te krijgen van het aantal en de specifieke verspreiding van vogels (niet-limiterend tot akkervogels) binnen de onderzoeksgebieden. Deze gegevens werden gebruikt om het effect van beheerovereenkomsten op de lokale detectiekans van geregistreerde soorten te bepalen. Er dient wel opgemerkt te worden dat er voor enkele soorten, zoals patrijs, een aangetoonde lagere detectiekans is tijdens MAS-tellingen. Om correcte populatieschattingen te maken voor patrijs, dienen in het vroege voorjaar 's avonds luistersessies georganiseerd te worden. Om het effect van beheerovereenkomsten op de abundantie en diversiteit aan ongewervelden te onderzoeken, werden tussen 2018 en 2020 per jaar zes staalnames uitgevoerd op telkens 20 locaties per onderzoeksgebied. Concreet werd er gezocht naar verschillen in abundantie (aantal individuen per taxon) of Shannon Diversiteit tussen beheerovereenkomsten en andere percelen en naar effecten van verschillende typen beheerovereenkomsten op specifieke taxa.



De individuele monitoring focust op individu-gerichte metingen om het habitat- en ruimtegebruik van individuele akkervogels te bestuderen. Deze individuele monitoring laat toe om soorten te bestuderen in een specifieke landschapscontext en lokale effecten van beheerovereenkomsten op microhabitatgebruik van de doelsoorten te bepalen. In het kader van deze individuele monitoring werden individuen van de vier doelsoorten geringd en werd nestsucces gemonitord. Verder werden veldleeuweriken uitgerust met GPS-loggers, en werden het foeragegedrag van gele kwikstaarten onder de loep genomen.

3 REGIONALE MONITORING

3.1 INLEIDING

Sinds 2000 kunnen landbouwers via het Programmeringsdocument voor Plattelandsontwikkeling (PDPO) beheerovereenkomsten sluiten met de VLM. Hierbij sluit een landbouwer een vrijwillige overeenkomst waarbij hij/zij jaarlijks gecompenseerd wordt voor het inkomensverlies dat veroorzaakt wordt door het implementeren van de beheerovereenkomsten. Momenteel wordt in Vlaanderen ± 12000 ha landbouwgebied beheerd in het kader van beheerovereenkomsten. Deze beheerovereenkomsten kunnen worden ingedeeld in zes grote categorieën: beheer kleine landschapselementen (± 14 ha; onderhoud hagen, houtkanten), botanisch beheer (± 570 ha; ontwikkeling/beheer soortenrijk grasland), erosiebestrijding (± 550 ha; aanleg/beheer grasstrook, gemengde grasstrook of gemengde grasstrook plus), perceelsrandenbeheer (± 2900 ha; aanleg/beheer gemengde grasstrook of gemengde grasstrook plus), soortenbescherming (± 5400 ha; aanleg voedselgewas/wisselteelt, beweiding, aanleg vogelakker, aanleg/beheer gemengde grasstrook of gemengde grasstrook plus) en waterkwaliteit (± 2600 ha). In totaal, en relevant voor dit onderzoek, wordt momenteel ± 4600 ha ingericht en beheerd als “gemengde grasstrook” of “gemengde grasstrook plus” en ± 1600 ha als voedselgewas (info verkregen op www.vlm.be).

Een recente studie kwantificeerde voor het eerst trends in soortendiversiteit en broedvogelabundantie in 14 Vlaamse onderzoeksgebieden in functie van de aanwezigheid van beheerovereenkomsten (Bruyn et al., 2018). Hierbij werden weinig/geen positieve effecten waargenomen van beheerovereenkomsten op de bestudeerde vogelpopulaties maar ook geen daling: soortendiversiteit bleef nagenoeg constant en soortentrends schommelden globaal rond hetzelfde gemiddelde (Bruyn et al., 2018).

De doelstelling van de regionale monitoring is hoofdzakelijk om inzicht te verkrijgen in het effect van beheerovereenkomsten op vogelpopulaties op basis van temporele gegevens. Gelijkaardig aan voorgaande studies (Bruyn et al., 2018; Gregory et al., 2008) wordt hierbij geen specifieke vergelijking gemaakt tussen de aanwezigheid van vogelsoorten op percelen met of zonder beheermaatregelen. Percelen waarop beheerovereenkomsten worden toegepast hebben vaak intrinsiek een hogere kwaliteit, waardoor vals-positieve effecten van beheerovereenkomsten op vogelpopulaties zouden kunnen worden vastgesteld (Kleijn et al., 2011). Vanuit de verwachting dat gebieden met een hogere dichtheid aan beheerovereenkomsten een hogere



aantrekkingskracht kunnen hebben op verschillende soorten, werden twee statistische modellen opgebouwd om de hypothese te onderzoeken dat waarnemingskansen van vogelsoorten hoger zijn in gebieden met meer beheerovereenkomsten.

3.2 METHODEN

3.2.1 Gegevensverzameling

In de regionale analyse werden twee modellen opgebouwd om het effect van beheerovereenkomsten op het voorkomen van geregistreerde soorten te kwantificeren. Deze modellen werden opgebouwd op basis van historische broedvogelgegevens en recent verzamelde waarnemingen. De historische broedvogelgegevens werden sinds 2010 verzameld door het INBO in opdracht van de VLM om de effectiviteit van beheerovereenkomsten op broedvogelpopulaties in 14 Vlaamse gebieden (elk ±250ha) te kwantificeren (De Bruyn et al. 2020). Het betreft territoriumkarteringen die gemaakt werden op basis van puntwaarnemingen, verzameld tijdens gebiedsdekkende transecttellingen. De territoriumkartering gebeurt op basis van zeven herhaalde tellingen per gebied per broedseizoen (1 april – 15 juli) terwijl rekening gehouden wordt met een aantal soortspecifieke criteria zoals fusieafstanden (gebaseerd op territoriumgrootte), datumgrenzen (om niet-broedvogels, trekvogels of zwervers zo veel mogelijk uit te sluiten), uitsluitende waarnemingen (gelijktijdige waarneming van verschillende individuen), etc.. Voor meer details omtrent dit monitoring netwerk, zie Bruyn et al., 2018. In deze studie wordt gebruik gemaakt van historische broedvogelgegevens uit 2010, 2012, 2014, 2016 en 2018.

De recent verzamelde waarnemingen zijn gebaseerd op MAS-tellingen die werden uitgevoerd in deze studie in Plateau Leefdaal en De Moeren in 2018, 2019 en 2020. Deze tellingen, gebaseerd op de methoden van Meetnet Agrarische Soorten (MAS), impliceren dat op elk observatiepunt (Plateau Leefdaal: 22 observatiepunten, De Moeren: 21 observatiepunten) tijdens een telling alle aanwezige soorten werden genoteerd gedurende twee telperiodes van vijf minuten. Elke waarneming bevat informatie over het aantal geobserveerde individuen per soort en een broedcode (0: Niet plaatsgebonden, 1: volwassen in broedbiotoop, 2: paar in broedbiotoop, 3: territoriaal gedrag, 4: nest-indicerend gedrag, 5: nest). De telrondes werden in 2018, 2019 en 2020 zes keer per gebied uitgevoerd: vier tijdens de voorgeschreven telrondes (1 – 20 april; 21 april – 10 mei; 11 mei – 10 juni; 21 juni – 15 juli) en twee bijkomende telrondes (juli en augustus). Voor de start van elke telronde werd de volgorde van de observatiepunten gerandomiseerd.

Waarnemingen van soorten worden beschouwd op gebiedsniveau, niet op basis van diens specifieke ligging binnen een onderzoeksgebied. Om verbanden te zoeken tussen vogelpopulaties en de aanwezigheid van uitgevoerde beheerovereenkomsten werden, per onderzoeksjaar (2010, 2012, 2014, 2016, 2018-2020), gebiedskaarten geconsulteerd met beheerovereenkomsten per perceel. Er werden twee benaderingen gehanteerd om beheerovereenkomsten te categoriseren (*sensu* Bruyn et al., 2018). In de eerste benadering werden beheerdoelstellingen gedefinieerd: beheer kleine landschapselementen, botanisch beheer, erosiebestrijding, perceelrandenbeheer en soortenbescherming. In de tweede benadering werden beheerpakketten gedefinieerd (Bijlage 1): grasstrook, gemengde grasstrook, botanisch graslandbeheer, luzerne, voedselgewas en kleine landschapselementen. Per onderzoeksjaar werd de totale oppervlakte per categorie



beheerovereenkomsten gekwantificeerd. We berekenen per soort “waarnemingskansen” per onderzoeksjaar en niet “detectiekansen” per monitoringronde zoals in de lokale monitoring (zie volgend hoofdstuk). Dit omdat in deze analyses het onderzoeksgebied groter is en de onderzochte periode steeds lang is (één jaar). Daardoor is het aantal waarnemingen per soort zelden nul, en kunnen we gebruik maken van een Poisson verdeling (i.e. soort wordt x-keer geobserveerd; waarnemingskans) in tegenstelling tot een binomiale verdeling (i.e. soort is aan- of afwezig; detectiekans; zie Lokale monitoring).

3.2.2 Statistische analyse

Het eerste statistisch model kwantificeert per soort het effect van verschillende types beheerovereenkomsten (i.e. twee aparte analyses voor beheerdoelstelling of beheerpakket; *sensu* Bruyn et al., 2018) op het aantal geregistreerde waarnemingen gebruikmakend van gecombineerde broedvogel gegevens (INBO 2010, 2014, 2012, 2016 en 2018; MAS-tellingen: 2018-2020). Voor alle analyses werd het totale onderzochte gebied gedefinieerd door een buffer van 200 meter te nemen rond alle waarnemingen. De data voor deze analyse registreert voor elk van deze gebieden (INBO-gebieden en MAS-gebieden) de totale oppervlakte en het aantal waargenomen individuen per soort. Een generalized linear model (GLM) met Poisson-verdeling modelleert per soort het aantal waargenomen vogels in functie van de oppervlakte van het gebied, jaar, onderzoeksgebied en type beheersovereenkomst. Enkel de effecten voor deze laatste variabele, type beheersovereenkomst, worden in dit document besproken. De andere variabelen corrigeren voor bekende covariabelen. Niet voor elk type beheerovereenkomst was het mogelijk een effect op het voorkomen van iedere soort te berekenen. Dit komt, bijvoorbeeld, door de afwezigheid van waarnemingen van deze soort binnen een specifieke beheerovereenkomst. Daarnaast worden effecten met een te grote onzekerheid niet getoond. Onzekerheid is groter voor types beheersovereenkomsten die minder vaak voorkomen.

Het tweede statistisch model maakt geen onderscheid tussen verschillende typen beheerovereenkomsten en kwantificeert het effect van de aanwezigheid van een beheerovereenkomst op de aan-/afwezigheid van soorten op basis van gecombineerde broedvogel gegevens (INBO 2010, 2012, 2012, 2016 en 2018; MAS-tellingen: 2018-2020). Opnieuw werd een GLM met Poisson-verdeling gemodelleerd voor het aantal waargenomen individuen per soort met als verklarende variabelen oppervlakte van het gebied, beheersovereenkomst (Ja/Nee) en jaar van waarneming. Als sensitiviteitsanalyse werd dezelfde analyse herhaald, gebruikmakend van enkel de INBO gegevens of enkel de MAS tellingen. In de resultaten worden enkel effecten getoond die voldoende betrouwbaar zijn, d.i. de standaardfout op de log-schaal is kleiner dan één. Verschillen in effecten van beheerovereenkomsten tussen INBO- en MAS-tellingen kunnen te wijten zijn aan variabelen die niet in de modellen werden opgenomen. In alle modellen wordt gecorrigeerd voor oppervlakte van het gebied, jaar van de waarneming, onderzoeksgebied (i.e. 14 onderzoeksgebieden waarbinnen INBO-broedvogelkarteringen uitvoerde, inclusief de twee gebieden waarbinnen MAS-tellingen werden uitgevoerd [Plateau Leefdaal en De Moeren]) en bron van de waarnemingen (i.e. INBO of MAS-telling).

3.3 RESULTATEN

De resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval en kunnen als volgt geïnterpreteerd worden: een multiplicatief effect van grootte twee geeft aan dat de waarnemingskans van



een bepaalde soort in een gebied met dit type beheersovereenkomst tweemaal hoger is in vergelijking met gebieden zonder dit type beheersovereenkomst. Een multiplicatief effect van grootte één betekent dat een soort even vaak waargenomen is in een gebied met dit type beheersovereenkomst als een gebied zonder deze beheersovereenkomst, rekening houdend met de oppervlakte van de gebieden. Voor visuele doeleinden werden de geobserveerde soorten ingedeeld in vier functionele groepen: halfopen-habitat soorten, open-habitat soorten, toppredatoren en watervogels. Deze indeling heeft geen effect op de uitgevoerde analyse.

3.3.1 Model 1: Waarnemingskansen van soorten per beheerdoelstelling

3.3.1.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

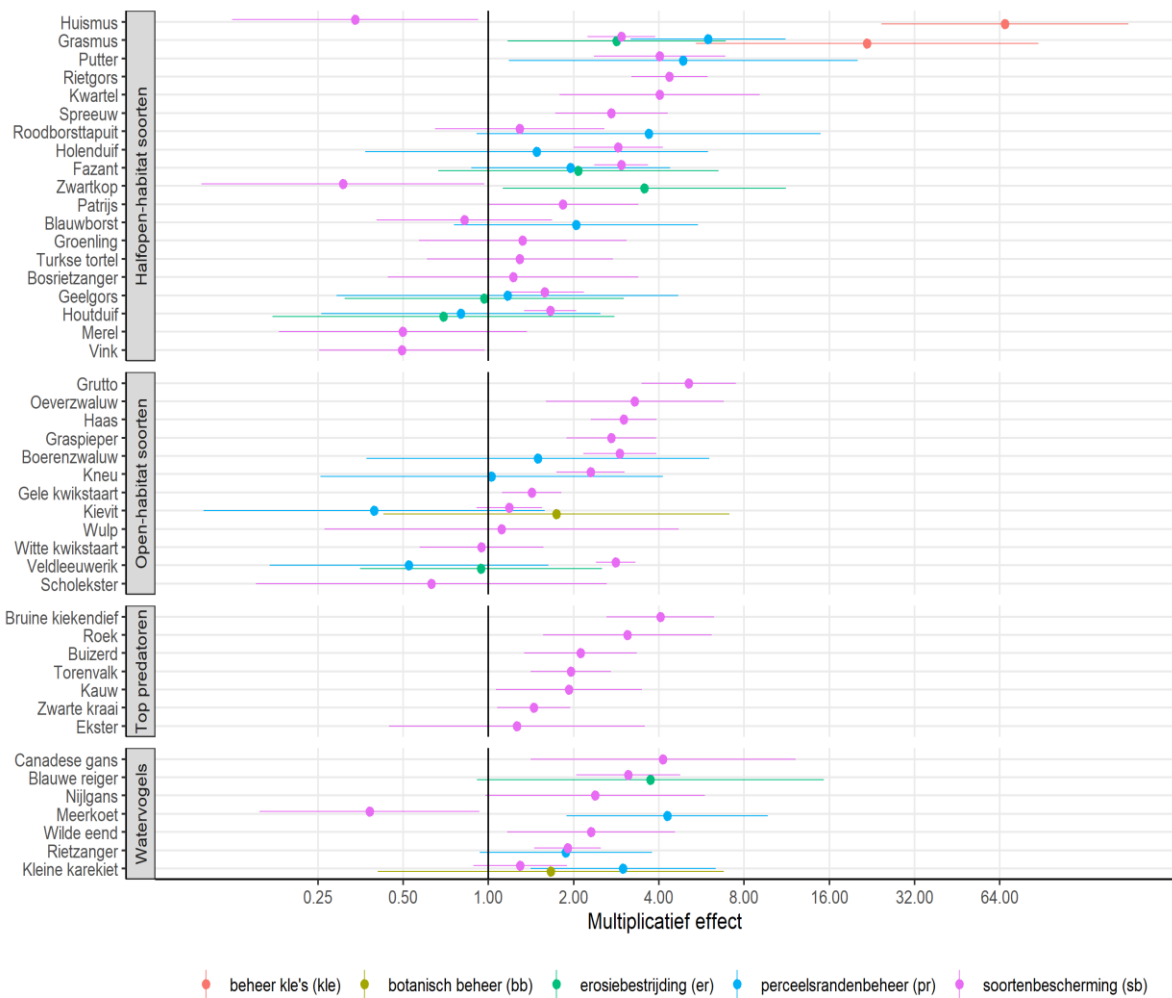
Veldleeuwerik (multiplicatief effect = ± 3) wordt meer waargenomen in beheersovereenkomsten met als beheerdoelstelling soortenbescherming. Beheersovereenkomsten die zich richten op perceelrandenbeheer (langs kleine landschapselementen) hebben een eerder negatief effect op de waarnemingskansen voor veldleeuwerik (multiplicatief effect = ± 0.5). In het geval van gele kwikstaart worden enkel resultaten weergegeven voor beheersovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming. Deze hebben een beperkt positief effect op de waarnemingskansen voor deze soort (multiplicatief effect = ± 1.5). Voor geelgors wordt een positief effect aangetoond bij aanwezigheid van beheersovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming (multiplicatief effect = ± 1.75). Ook voor patrijs worden enkel resultaten weergegeven voor beheersovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming. Deze hebben een beperkt positief effect op de waarnemingskansen voor patrijs (multiplicatief effect = ± 1.75).

3.3.1.2 Overige soorten

Waarnemingskansen van soorten gebonden aan halfopen landschappen zijn hoger op percelen waar soortenbescherming centraal staat in vergelijking met percelen zonder/met andere beheersovereenkomsten: grasmus (multiplicatief effect = ± 3), putter (multiplicatief effect = ± 4), rietgors (multiplicatief effect = ± 4), kwartel (multiplicatief effect = ± 4), spreeuw (multiplicatief effect = ± 3), holenduif (multiplicatief effect = ± 3), fazant (multiplicatief effect = ± 3) en houtduif (multiplicatief effect = ± 1.75). In dit type beheersovereenkomst worden negatieve associaties waargenomen voor huismus (multiplicatief effect = ± 0.25), zwartkop (multiplicatief effect = ± 0.25), merel (multiplicatief effect = ± 0.5), vink (multiplicatief effect = ± 0.5) en meerkoet (multiplicatief effect = < 0.5). Opvallend is de positieve waarnemingskans van huismus (multiplicatief effect = ± 64) en grasmus (multiplicatief effect = ± 24) in beheersovereenkomsten waar men focust op het beheer van kleine landschapselementen (kle's). Daarnaast is voor enkele soorten een positieve associatie waarneembaar met beheersovereenkomsten die zich richten op perceelrandenbeheer: grasmus (multiplicatief effect = ± 6), putter (multiplicatief effect = ± 5) en roodborsttapuit (multiplicatief effect = ± 4).

Waarnemingskansen van toppredatoren en soorten gebonden aan open landschappen zijn algemeen hoger op percelen waar maatregelen voor soortenbescherming worden toegepast. Enkel de waarnemingskans voor Kievit (multiplicatief effect = ± 0.5) lijkt lager te liggen in gebieden waar perceelrandenbeheer wordt toegepast. Waarnemingskansen van watervogels zijn overwegend hoger in gebieden waar beheersovereenkomsten zijn afgesloten.





Figuur 1: Effect van verschillende beheerdoelstellingen op voorkomen van geregistreerde soorten op basis van lange-termijn monitoring. Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

3.3.2 Model 1: Waarnemingskansen van soorten per beheerpakket.

3.3.2.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

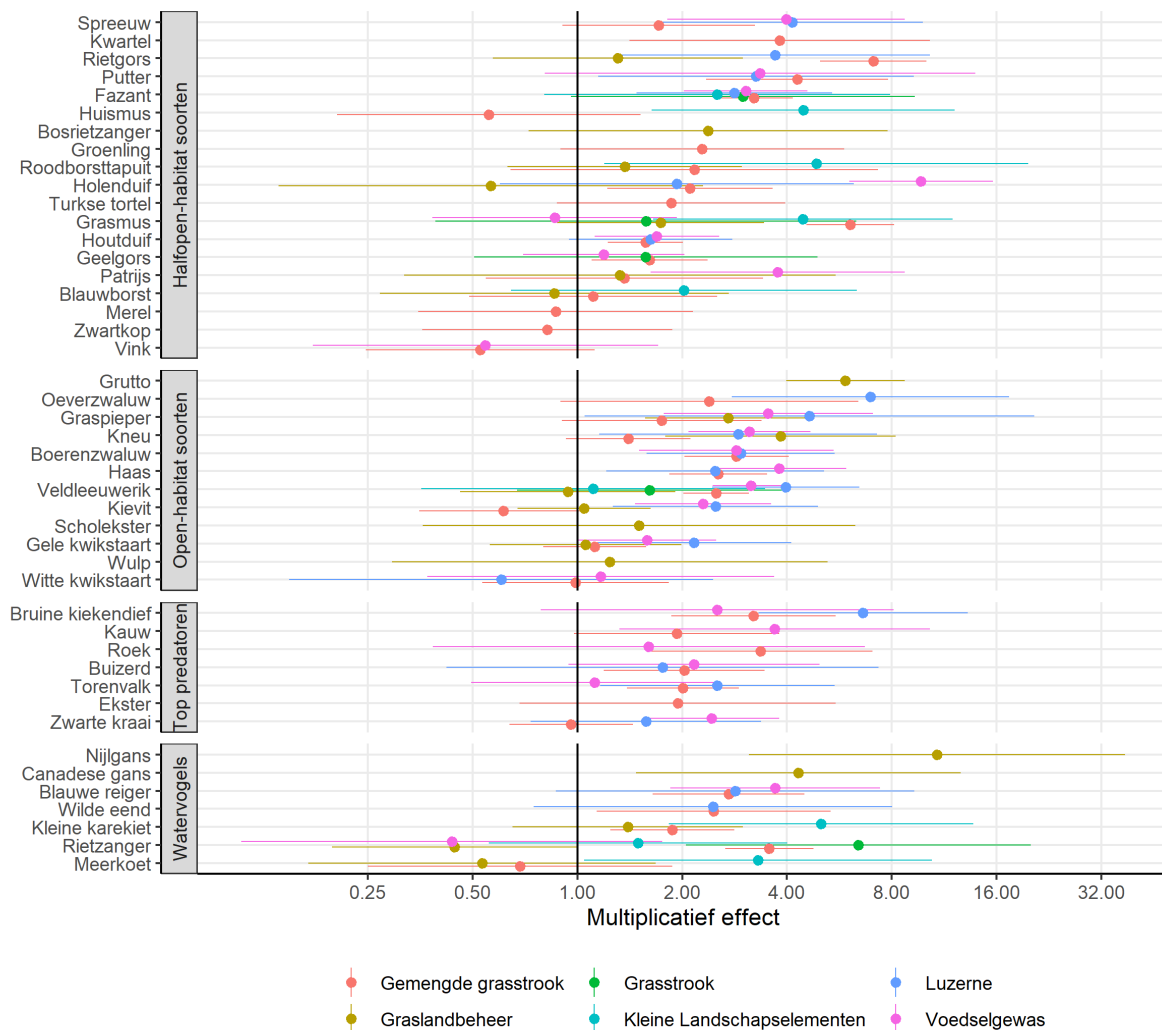


Veldleeuwerik (multiplicatief effect = ± 3) wordt meer waargenomen worden in beheerovereenkomsten waarin beheerpakketten gemengde grasstroken en luzerne en voedselgewas worden toegepast. In het geval van gele kwikstaart lijkt enkel luzerne een positief effect te hebben op de waarnemingskans voor deze soort (multiplicatief effect = ± 2). Voor geelgors wordt een positief effect aangetoond bij aanwezigheid van gemengde grasstroken (multiplicatief effect = ± 1.75). Voor patrijs lijkt voedselgewas een positief effect te hebben op de waarnemingskans (multiplicatief effect = ± 4).

3.3.2.2 Overige soorten

Waarnemingskans van soorten gebonden aan halfopen landschappen zijn hoger in percelen waar gemengde grasstroken worden ingericht: rietgors (multiplicatief effect = ± 8), kwartel (multiplicatief effect = ± 4), putter (multiplicatief effect = ± 4), grasmus (multiplicatief effect = ± 6), holenduif (multiplicatief effect = ± 2), fazant (multiplicatief effect = ± 3) en houtduif (multiplicatief effect = ± 1.75). De aanleg en het onderhoud van kleine landschapelementen (kle's) heeft dan weer een positief effect op de waarnemingskans van grasmus (multiplicatief effect = ± 4) en huismus (multiplicatief effect = ± 4). Open habitat soorten en toppredatoren lijken overwegend positief beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op de aanleg en het onderhoud van gemengde grasstroken (plus) en graslandbeheer.





Figuur 2: Effect van verschillende beheerpakketten op voorkomen van geregistreerde soorten op basis van lange-termijn monitoring. Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

3.3.3 Model 2: Waarnemingskansen van soorten in beheerovereenkomsten o.b.v. gegevenstype.

3.3.3.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

Er worden twee types gegevens gedefinieerd: INBO-dataset (historische territoriumkarteringen) en MAS-tellingen. Veldleeuwerik wordt meer waargenomen in beheerovereenkomsten. Dit geldt zowel voor data gebaseerd op lange-termijn monitoring (INBO-dataset; multiplicatief effect = ± 1.5) als intensieve korte-termijn

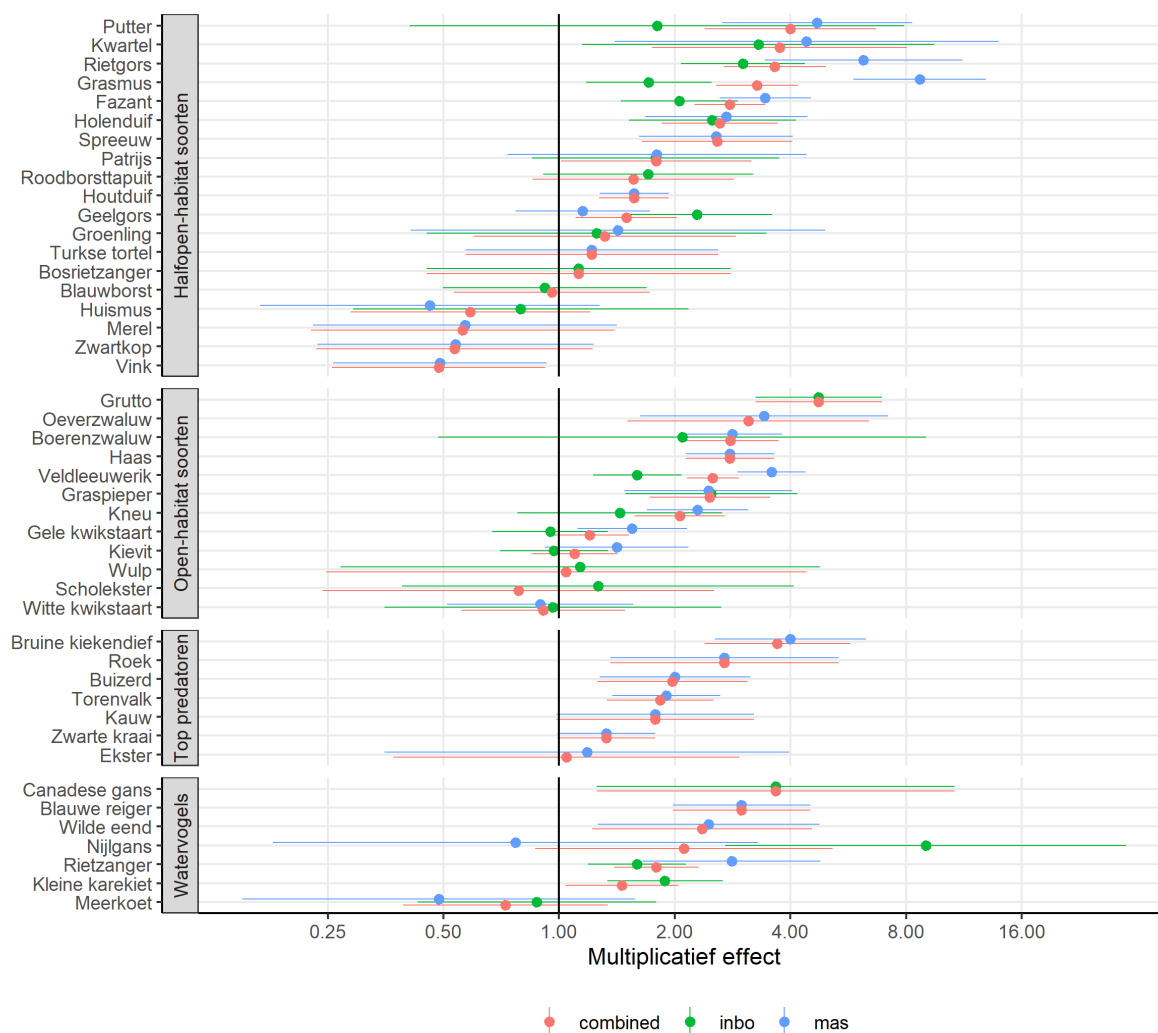


monitoring (MAS-tellingen; multiplicatief effect = ± 4). In het geval van gele kwikstaart lijkt de waarnemingskans niet beïnvloed te worden door beheerovereenkomsten indien er beroep gedaan wordt op data uit lange-termijn monitoring (INBO-dataset; multiplicatief effect = ± 1). Echter, korte-termijn monitoring duidt wel op licht positieve effecten van beheerovereenkomsten op de waarnemingskansen van deze soort (MAS-tellingen; multiplicatief effect = ± 1.5). Een omgekeerde relatie kan geobserveerd worden voor geelgors waarbij de waarnemingskans niet beïnvloed lijkt te worden door beheerovereenkomsten indien er beroep gedaan wordt op data uit korte-termijn monitoring (MAS-telling; multiplicatief effect = ± 1). Echter, lange-termijn monitoring duidt wel op licht positieve effecten van beheerovereenkomsten op de waarnemingskansen van deze soort (INBO-dataset; multiplicatief effect = ± 2). De waarnemingskans van patrijs lijkt positief beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten (INBO-dataset; multiplicatief effect = ± 1.75 en MAS-tellingen; multiplicatief effect = ± 1.75).

3.3.3.2 Overige soorten

Er worden twee typen gegevens gedefinieerd: INBO-dataset (historische territoriumkarteringen) en MAS-tellingen. Waarnemingskansen van soorten gebonden aan halfopen landschappen zijn niet eenduidig. Voor enkele soorten lijkt de aanwezigheid van beheerovereenkomsten positieve effecten te hebben op hun waarnemingskansen: putter (multiplicatief effect = ± 4), kwartel (multiplicatief effect = ± 4), rietgors (multiplicatief effect = ± 4), grasmus (multiplicatief effect = $\pm 3-8$), fazant (multiplicatief effect = ± 3), holenduif (multiplicatief effect = ± 3), spreeuw (multiplicatief effect = ± 3) en houtduif (multiplicatief effect = ± 1.75). In enkele gevallen zijn er signalen dat de aanwezigheid van beheerovereenkomsten negatieve effecten heeft op de waarnemingskansen van de soort: huismus (multiplicatief effect = ± 0.5), merel (multiplicatief effect = ± 0.5), zwartkop (multiplicatief effect = ± 0.5) en vink (multiplicatief effect = ± 0.5). De waarnemingskansen van andere soorten niet lijkt beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Waarnemingskansen van soorten gebonden aan open landschappen, toppredatoren en watervogels zijn algemeen hoger in gebieden met beheerovereenkomsten. Enkel waarnemingskansen voor Kievit (multiplicatief effect = ± 1), witte kwikstaart (multiplicatief effect = ± 1), ekster (multiplicatief effect = ± 1) en meerkoet (multiplicatief effect = ± 0.75) lijken niet beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten.





Figuur 3: Effect van beheerovereenkomsten op voorkomen van geregistreeerde soorten op basis van lange-termijn monitoring (groen: INBO dataset), korte-termijn monitoring (blauw: MAS-tellingen) of gecombineerde data (rood). Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

Voor de volledigheid geven wij ook de evolutie van de oppervlakte aan beheerovereenkomsten weer die gebruikt werden in de analyses (Tabel 1 en 2). De oppervlakte beheerovereenkomst in de onderzoeksgebieden waarbinnen de historische territoriumkarteringen werden uitgevoerd is laag en varieert van gemiddeld 3% (2010) tot 7.1% (2018). De toename van 3% naar 7% lijkt hoofzakelijk veroorzaakt te worden door een toename in oppervlakte soortbeschermingsmaatregelen. In gebieden waar de MAS-tellingen werden uitgevoerd is de gemiddelde oppervlakte die toegewezen werd aan beheerovereenkomsten hoger, namelijk 10.7% (2018) tot 13% (2019 en 2020).

Tabel 1: Oppervlakte (m²) en percentage (%) beheersovereenkomst per beheerdoelstelling per jaar in de gebieden bestudeerd door het INBO. BO = beheersovereenkomst, KLE = kleine landschapselementen, BB = botanisch beheer, ER = Erosiebestrijding, PR = perceelrandenbeheer, SB = soortenbescherming.

Jaar	geen BO	BO KLE ¹	BO BB	BO ER	BO PR	BO SB
2010	31088215 (97.0%)	4008 (0.0%)	57507 (0.2%)	35696 (0.1%)	113524 (0.4%)	760100 (2.4%)
2012	33008308 (96.8%)	7376 (0.0%)	57507 (0.2%)	47234 (0.1%)	139624 (0.4%)	825675 (2.4%)
2013	28633590 (96.9%)	5361 (0.0%)	57507 (0.2%)	74291 (0.3%)	109419 (0.4%)	682119 (2.3%)
2016	46958431 (95.8%)	4662 (0.0%)	102781 (0.2%)	76529 (0.2%)	256095 (0.5%)	1637031 (3.3%)
2018	34160896 (92.9%)	4774 (0.0%)	46377 (0.1%)	67344 (0.2%)	152921 (0.4%)	2326783 (6.3%)

Tabel 2: Oppervlakte (m²) en percentage (%) beheersovereenkomst per beheerdoelstelling per jaar in de gebieden bestudeerd tijdens de MAS-tellingen. BO = beheersovereenkomst, KLE = kleine landschapselementen, BB = botanisch beheer, ER = Erosiebestrijding, PR = perceelrandenbeheer, SB = soortenbescherming.

Jaar	geen BO	BO KLE	BO ER	BO PR	BO SB
2018	7983447 (89.3%)	409 (0.0%)	41394 (0.5%)	54490 (0.6%)	864914 (9.7%)
2019	7789528 (87.0%)	409 (0.0%)	41776 (0.5%)	62935 (0.7%)	1055585 (11.8%)
2020	7871265 (87.0%)	409 (0.0%)	40126 (0.4%)	61411 (0.7%)	1069571 (11.8%)

Tabel 3: Oppervlakte (m²) en percentage (%) beheersovereenkomst per beheerpakket per jaar in de gebieden bestudeerd door het INBO.

jaar	geen bo	Gemengde grasstrook	Graslandbeheer	Grasstrook	KLE	Luzerne	Voedsel
2010	31088215 (97.0%)	143776 (0.4%)	501360 (1.6%)	35696 (0.1%)	117533 (0.4%)	NA	172470
2012	33008308 (96.8%)	194609 (0.6%)	509746 (1.5%)	47234 (0.1%)	147000 (0.4%)	NA	178827
2013	28633590 (96.9%)	63029 (0.2%)	518152 (1.8%)	74291 (0.3%)	114780 (0.4%)	NA	158444
2016	46958431 (95.8%)	741451 (1.5%)	606784 (1.2%)	70395 (0.1%)	205689 (0.4%)	NA	452779
2018	34160896 (92.9%)	1240874 (3.4%)	493984 (1.3%)	84045 (0.2%)	4774 (0.0%)	115349 (0.3%)	659173

¹ KLE onder beheersovereenkomsten, het absoluut aandeel KLE's in bvb. het plateau van Leefdaal is heel wat hoger.

Tabel 4: Oppervlakte (m²) en percentage (%) beheersovereenkomst per beheerpakket per jaar in de gebieden bestudeerd tijdens de MAS-tellingen

jaar	geen bo	Gemengde grasstrook	Graslandbeheer	Grasstrook	KLE	Luzerne	Voedselgewas
2018	7983447 (89.3%)	615914 (6.9%)	NA	19983 (0.2%)	409 (0.0%)	102112 (1.1%)	222789 (2.5%)
2019	7789528 (87.0%)	743801 (8.3%)	1450 (0.0%)	20961 (0.2%)	409 (0.0%)	173179 (1.9%)	220906 (2.5%)
2020	7871265 (87.0%)	781358 (8.6%)	1450 (0.0%)	20977 (0.2%)	409 (0.0%)	169783 (1.9%)	197541 (2.2%)

3.4 DISCUSSIE

Vanuit de verwachting dat gebieden met hogere dichtheid aan beheerovereenkomsten een hogere aantrekkingskracht hebben op verschillende soorten, werd in de regionale monitoring getracht om algemene verbanden te identificeren tussen waarnemingskansen van vogelsoorten in landbouwgebied en de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Hiermee werden effecten van het toepassen van beheerovereenkomsten op inter-gebiedsniveau onderzocht. Er werd dus geen specifieke vergelijkingen gemaakt tussen de waarnemingskansen van vogelsoorten op intra-gebiedsniveau, oftewel binnen delen van een gebied waar meer/minder beheerovereenkomsten zouden voorkomen. In deze analyses werd gebruik gemaakt van historische territoriumkarteringen en recent-uitgevoerde MAS-tellingen. Beheerovereenkomsten werden gecategoriseerd volgens beheerdoelstellingen (kleine landschapselementen, botanisch beheer, erosiebestrijding, perceelrandenbeheer en soortenbescherming) of beheerpakket (grasstrook, gemengde grasstrook, botanisch graslandbeheer, luzerne, voedselgewas en kleine landschapselementen).

Algemeen kan gesteld worden dat waarnemingskansen van de doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs) hoger zijn in gebieden waar meer (?) beheerovereenkomsten worden toegepast. Voor deze doelsoorten betreft het hoofdzakelijk beheerovereenkomsten met als doelstelling soortenbescherming en, meer specifiek, beheerpakketten waarin gemengde grasstroken en botanischgraslandbeheer worden toegepast.

Voor de andere soorten die geobserveerd werden in historische territoriumkarteringen of tijdens MAS-tellingen zijn de resultaten van het toepassen van beheerovereenkomsten op inter-gebiedsniveau niet altijd duidelijk, doch voorzichtig positief. Voor ongeveer de helft van de soorten gebonden aan open of halfopen habitat zijn de waarnemingskansen hoger, vooral wanneer het de beheerdoelstelling soortenbescherming betreft. Daarnaast dient er opgemerkt te worden dat er slechts enkele soorten, zoals huismus, zwartkop en meerkoet, zijn waarvoor de waarnemingskansen negatief beïnvloed worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten met beheerdoelstelling soortenbescherming. Dat is logisch gezien deze soorten vaak gebonden zijn aan een bebouwde omgeving (huismus), houtkanten en bos (zwartkop) en de beheerovereenkomsten in de bestuurde gebieden minder in de buurt van dergelijke elementen worden aangelegd.



Ook op vlak van beheerpakketten lijkt de implementatie van beheerovereenkomsten voorzichtig positief voor ongeveer de helft van de soorten gebonden aan open of halfopen landbouwgebied, meestal in het kader van beheerpakketten gemengde grasstrook en graslandbeheer. Het positieve effect van beheerovereenkomsten op watervogels heeft mogelijk te maken met de ligging van beheerovereenkomsten in perceel randen nabij waterlopen, zoals o.a. in De Moeren.

De vergelijking van waarnemingskansen van akkervogels op basis van gegevenstype (i.e. historische territoriumkarteringen of recente MAS-tellingen) toont aan dan bovenstaande bevindingen gelijkaardig zijn voor beide gegevenstypes. Maar de betrouwbaarheidsintervallen zijn vaak groter in het geval van historische territoriumkarteringen. Deze grotere betrouwbaarheidsintervallen zouden verklaard kunnen worden door de lagere densiteit aan beheerovereenkomsten. De gemiddelde oppervlakte aan beheerovereenkomsten in de onderzoeksgebieden waarbinnen de historische territoriumkarteringen werden uitgevoerd bedroeg tot 2016 minder dan 7% en bereikte pas in 2018 een niveau van 7% per onderzoeksgebied. In gebieden waar de MAS-tellingen werden uitgevoerd, vanaf 2018, was de gemiddelde oppervlakte die toegewezen werd aan beheerovereenkomsten ongeveer 10%.

De relatief lage dekkingsgraad tot 2016 maakt een éénduidige interpretatie van bovenstaande waarnemingskansen niet eenvoudig. Verschillende studies tonen aan dat het niet duidelijk is welke oppervlakte binnen landbouwgebied onder beheerovereenkomsten moet vallen om op lange termijn positieve effecten te hebben op populatiedynamieken van akkervogels (Vickery et al., 2004). In Groningen wordt, bijvoorbeeld, voorgesteld te streven naar een dekkingsgraad van 10% aan akkervogelvriendelijke infrastructuur (naast beheerovereenkomsten bvb. ook onverharde wegen,...) per werkingsgebied. Terzelfdertijd wordt in vraag gesteld of dergelijke doelstellingen op voldoende draagkracht kunnen rekenen bij grondgebruikers en of het niet interessanter is in te zetten op akkervogellandschappen met voldoende kwaliteit en specifieke gewasmaatregelen (van 't Westeinde et al., 2022). Ook in Groot-Brittannië kon een dekkingsgraad van 15% aan braakliggend terrein de negatieve effecten van landbouwactiviteit op de populatie veldleeuwerik niet counteren (Vickery et al., 2004), maar in Zwitserland vestigden geïntroduceerde Patrijzen zich wel in een deelgebied waar de dekkingsgraad aan beheerovereenkomsten 5% was (Buner et al., 2005).



4 LOKALE MONITORING

4.1 MEETNET AGRARISCHE SOORTEN

4.1.1 Inleiding

In het midden van de 20^e eeuw zorgde een aaneenschakeling van gewijzigde landbouwpraktijken (met als doel om landbouwproductiviteit te verhogen) voor een negatieve impact op de biodiversiteit in landbouwgebied ((Donald et al., 2001; Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001). Een ingrijpend gevolg hiervan was dat het landbouwlandschap sterk vereenvoudigd werd door onder meer schaalvergroting (introductie van monoculturen en het verwijderen van heggen en ongebruikt land om de oppervlakte van percelen te verhogen) en regionale specialisatie in teelten (Matson et al., 1997; Tschardt et al., 2005). Hoewel, in het geval van akkervogels, de exacte mechanismen achter populatieafnames variëren, zorgt de vereenvoudiging van het landbouwlandschap voor het verdwijnen van geschikte broedlocaties en een sterke afname in voedselvoorziening tijdens het broedseizoen (Fuller, 2000; Schaub et al., 2010). Het voorzien van deze sleutelementen (i.e. voorziening broedlocaties en zomervoedsel) wordt vandaag voorgedragen als één van de prioriteiten binnen Europese beheerdoelstellingen in het kader van beheerovereenkomsten (Donald and Evans, 2006).

Verschillende types van beheerovereenkomsten dragen bij aan de aanleg, het herstel en het onderhoud van broed- en foerageerhabitat voor akkervogels onder de vorm van onderhoud van houtige kleine landschapselementen, grasland- of perceelsrandenbeheer of andere semi-natuurlijke elementen (Hinsley and Bellamy, 2000; Pywell et al., 2011; Vickery et al., 2009). Op welke manier deze beheerovereenkomsten een bijdrage leveren aan specifieke soorten is vaak niet duidelijk omdat zij, bijvoorbeeld, zowel lokaal de voedselvoorziening kunnen verhogen (e.g. door ondersteuning van lokale populaties invertebraten; Vickery et al., 2009; Woodcock et al., 2010) als de toegankelijkheid van voedselbronnen kunnen bevorderen (e.g. door aanwezigheid van houtige landschapselementen of maaistroken; Benton et al., 2003; Perkins et al., 2000) of broedlocaties kunnen creëren (e.g. in houtige landschapselementen of minder-ontwikkelde vegetatiestroken). Bovendien is er binnen de gebieden waar beheerovereenkomsten gesloten worden een autonome evolutie die de interpretatie van data verder bemoeilijkt (bvb. verdergaande schaalvergroting, verharding van veldwegen,...). Een andere bijkomende factor, die de interpretatie van de effectiviteit van beheerovereenkomsten bemoeilijkt, is de mobiliteit van akkervogels. Tijdens het broedseizoen broeden en foerageren verschillende soorten in complementaire habitats, wat de interpretatie omtrent de functionele meerwaarden van beheerovereenkomsten voor specifieke soorten bemoeilijkt (Aebischer et al., 2016; Hinsley et al., 2010). Om de impact van beheerovereenkomsten te evalueren, wordt daarom aangeraden om beter te begrijpen hoe soorten interageren met beheerovereenkomsten op zowel, perceelniveau (zie hoofdstuk 'Individuele Monitoring') als op lokale schaal (i.e. ook in de onmiddellijke omgeving van beheerovereenkomsten; McHugh et al., 2017).

In dit deel van het project wordt daarom onderzocht welk effect beheerovereenkomsten hebben op het voorkomen en de habitatselectie van akkervogels op een lokale schaal. Er werd onderzocht of de beschikbaarheid/aanwezigheid van beheerovereenkomsten een effect heeft op de waarnemingskansen van



akkervogels en habitatselectie van de vier doelsoorten. Gegevens over de verspreiding van akkervogels werden verzameld binnen de twee onderzoeksgebieden door gebruik te maken van MAS-tellingen.

Meer specifiek, werden eerst exploratieve habitatselectiemodellen opgesteld voor de vier doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs) om een beeld te vormen of deze soorten specifieke habitats gaan selecteren of vermijden. Vervolgens werd per onderzoeksgebied gekwantificeerd of akkervogels minder/vaker voorkomen in de buurt van beheerovereenkomsten op basis van beheerdoelstelling of beheerpakket. Er werd hierbij bijkomend onderzocht of detectiekansen van akkervogels afhankelijk zijn indien individuen mogelijk territoriumhoudend zijn.

4.1.2 Methoden

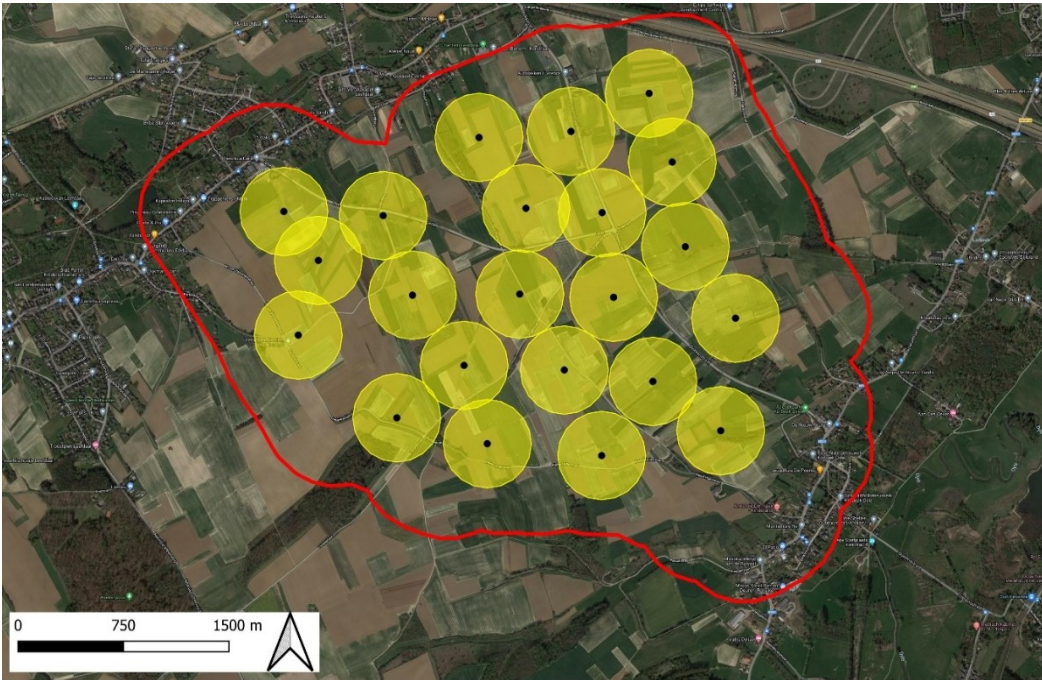
4.1.2.1 Gegevensverzameling: Meetnet Agrarische Soorten (MAS)

Om een algemeen beeld te krijgen over de algemene verspreiding en dichtheid van vogelsoorten binnen de onderzoeksgebieden, werden MAS-tellingen uitgevoerd (Teunissen et al., 2019). Algemene MAS-richtlijnen werden gevolgd met één uitzondering: er werd gebruik gemaakt van een observatiebuffer met diameter 200m i.p.v. 300m. Verder werden op elk waarnemingspunt (Plateau Leefdaal: 22 observatiepunten, De Moeren: 21 observatiepunten) tijdens een telling alle aanwezige soorten genoteerd gedurende twee telperiodes van vijf minuten. Elke waarneming bevat informatie over het aantal geobserveerde individuen per soort en een broedcode (0: Niet plaatsgebonden, 1: volwassen in broedbiotoop, 2: paar in broedbiotoop, 3: territoriaal gedrag, 4: nest-indicerend gedrag, 5: nest). De telrondes werden in 2018, 2019 en 2020 zes keer per gebied uitgevoerd: vier tijdens de voorgeschreven telrondes (1 – 20 april; 21 april – 10 mei; 11 mei – 10 juni; 21 juni – 15 juli) en twee bijkomende telrondes (juli en augustus). Voor de start van elke telronde werd de volgorde van de observatiepunten gerandomiseerd. Analoge waarnemingskaarten werden gedigitaliseerd in QGIS. In totaal werden ±5500 waarnemingen (zonder onderscheid te maken tussen telrondes) geregistreerd.

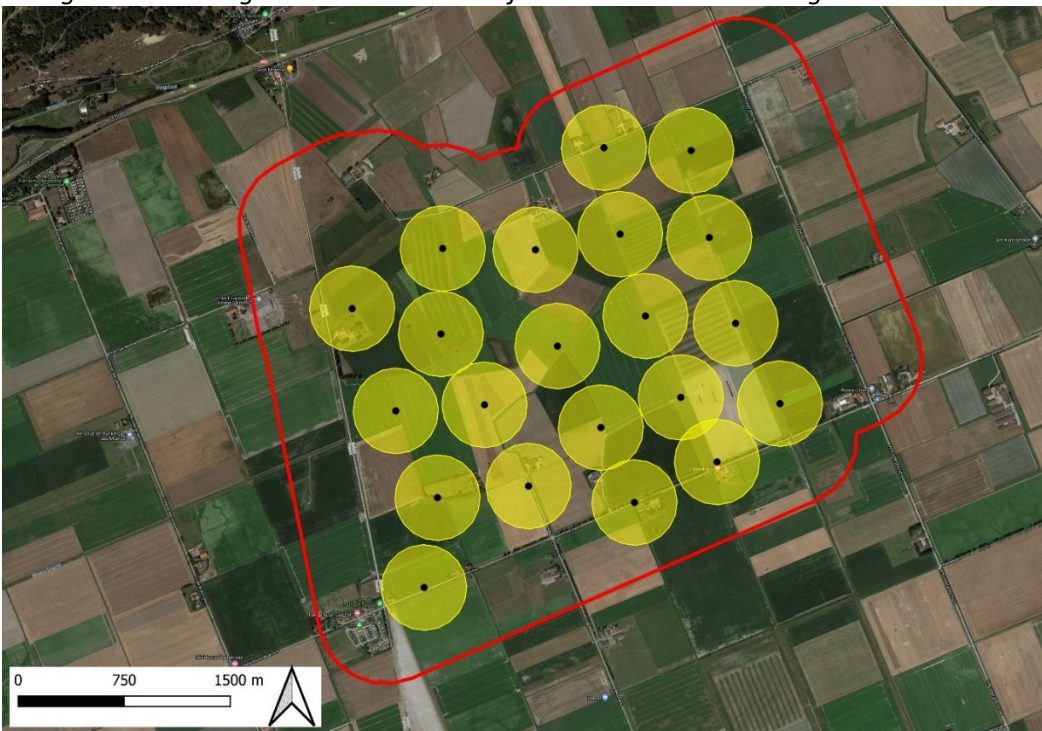
Tabel 5: Uitgevoerde MAS-tellingen 2018, 2019 en 2020

2018		2019		2020	
Plateau Leefdaal	De Moeren	Plateau Leefdaal	De Moeren	Plateau Leefdaal	De Moeren
10 April	17 April	04 April	05 April	14 April	17 April
24 April	9 mei	8 mei	3 mei	8 mei	3 mei
5 juni	1 juni	5 juni	10 juni	10 juni	3 juni
6 juli	1 juli	2 juli	5 juli	3 juli	24 juni
24 juli	27 juli	26 juli	8 augustus	31 juli	12 augustus
7 augustus	16 augustus	21 augustus	28 augustus	28 augustus	02 September





Figuur 4: Waarnemingspunten (zwarte punten) en bijhorende buffer (200m; gele cirkel) waarbinnen MAS-tellingen werden uitgevoerd in Plateau Leefdaal. Rood = onderzoeksgebied met 200m buffer.



Figuur 5: Waarnemingspunten (zwarte punten) en bijhorende buffer (200m; gele cirkel) waarbinnen MAS-tellingen werden uitgevoerd in De Moeren. Rood = onderzoeksgebied met 200m buffer.



4.1.2.2 Statistische analyse: Habitatselectie & detectiekansen

Er werd eerst een exploratief habitatselectiemodel opgesteld voor de doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs) in de twee onderzoeksgebieden. Deze analyse berekent enerzijds het aandeel van elk habitatype in een straal van 200m rond elk MAS-waarnemingspunt en anderzijds het proportioneel aantal waarnemingen van de doelsoorten in elk habitatype t.o.v. het totaal aantal waarnemingen voor deze soort. Als de proportie waarnemingen op een habitatype (veel) groter is dan het aandeel van dit habitat in het onderzoeksgebied, dan is dit een aanwijzing dat de doelsoort dit type habitat mogelijks verkiest. Andersom als de proportie waarnemingen kleiner is dan de proportie van dit habitat binnen het onderzoeksgebied, dan mijdt de doelsoort mogelijks dit habitat.

In de lokale analyse werd vervolgens het effect van beheerovereenkomsten op het voorkomen van geregistreerde soorten gekwantificeerd. Hiervoor werd de 200m buffer rond elk waarnemingspunt verder opgesplitst naar gelang de afstand van de waarnemer (0-50m, 50-100m, 100-150m, >150m) en de aanwezigheid van een beheersovereenkomst (Ja, Nee). Voor elk micro-gebied dat zo geconstrueerd werd, modelleert het statisch model de kans op detectie (Ja/Nee) per soort in de 10 minuten (2 x 5 minuten) van de MAS telling. Hiervoor werd logistische regressie gebruikt met als verklarende variabelen: oppervlakte van elk gebied, observatiepunt, afstand tot de waarnemer en beheersovereenkomst. Er werden ook twee sensitiviteitsanalyses werden uitgevoerd. Een eerste sensitiviteitsanalyse vergelijkt het gevonden effect van beheersovereenkomst wanneer enkel data van één gebied (Plateau Leefdaal of De Moeren) werd gebruikt. De tweede sensitiviteitsanalyse onderzoekt het effect van broedcodes (binair; niet plaatsgebonden = broedcode 0, plaatsgebonden = broedcode 1-5) op het geschatte effect van een beheersovereenkomst.

Resultaten worden gekwantificeerd als odds ratio's, dit is de kans op het detecteren van een welbepaalde soort in een gebied met beheersovereenkomsten gedeeld door de kans om deze te detecteren in een gebied zonder beheersovereenkomsten. Een odds ratio van één geeft aan dat een soort proportioneel even vaak voorkomt binnen als buiten gebieden met beheersovereenkomsten. Odds ratio's groter dan één geven aan dat een beheersovereenkomst een positief effect heeft op de detectiekans van een soort, terwijl waardes kleiner dan één wijzen op een mogelijks negatief effect. Deze odds ratio's worden weergegeven als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval. Voor visuele doeleinden werden de geobserveerde soorten ingedeeld in vijf functionele groepen: halfopen-habitat soorten, open-habitat soorten, toppredatoren en watervogels. Deze indeling heeft geen effect op de uitgevoerde analyse.

In alle modellen wordt gecorrigeerd voor individuele observatiepunten (Plateau Leefdaal: 22 observatiepunten, De Moeren: 21 observatiepunten), oppervlakte van het onderzoeksgebied (Plateau Leefdaal of De Moeren) en afstand van de waarneming t.o.v. het observatiepunt. Omdat niet voor elk type beheerovereenkomst voldoende waarnemingen werden geregistreerd, werd "type beheerovereenkomst" niet als variabele beschouwd. Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval. Voor visuele doeleinden werden de geobserveerde soorten ingedeeld in vijf functionele groepen: halfopen-habitat soorten, open-habitat soorten, top predatoren, watervogels en overige. Deze indeling heeft geen effect op de uitgevoerde analyse.



In deze analyses wordt gewerkt met “detectiekansen” per soort, en niet “waarnemingskansen” zoals in het vorige hoofdstuk. Dit omdat in deze analyse het gebied (i.e. het micro-gebied rond de waarnemer per observatiepunt; 0-50m, 50-100m, 100-150m, 150-200m) veel kleiner is dan de onderzoeksgebieden in de regionale monitoring en de onderzochte periode steeds kort is (2x5 minuten) in vergelijking met jaargegevens in de regionale monitoring. Daardoor is het aantal waarnemingen per soort vaak nul. Hierdoor is een binomiale verdeling (i.e. soort is aan- of afwezig) geschikter dan de Poisson-verdeling (i.e. soort wordt x-keer geobserveerd). Ook zou de waarneming van, bijvoorbeeld, een groep vogels een disproportioneel effect kunnen hebben op het statistisch model.

4.1.3 Resultaten

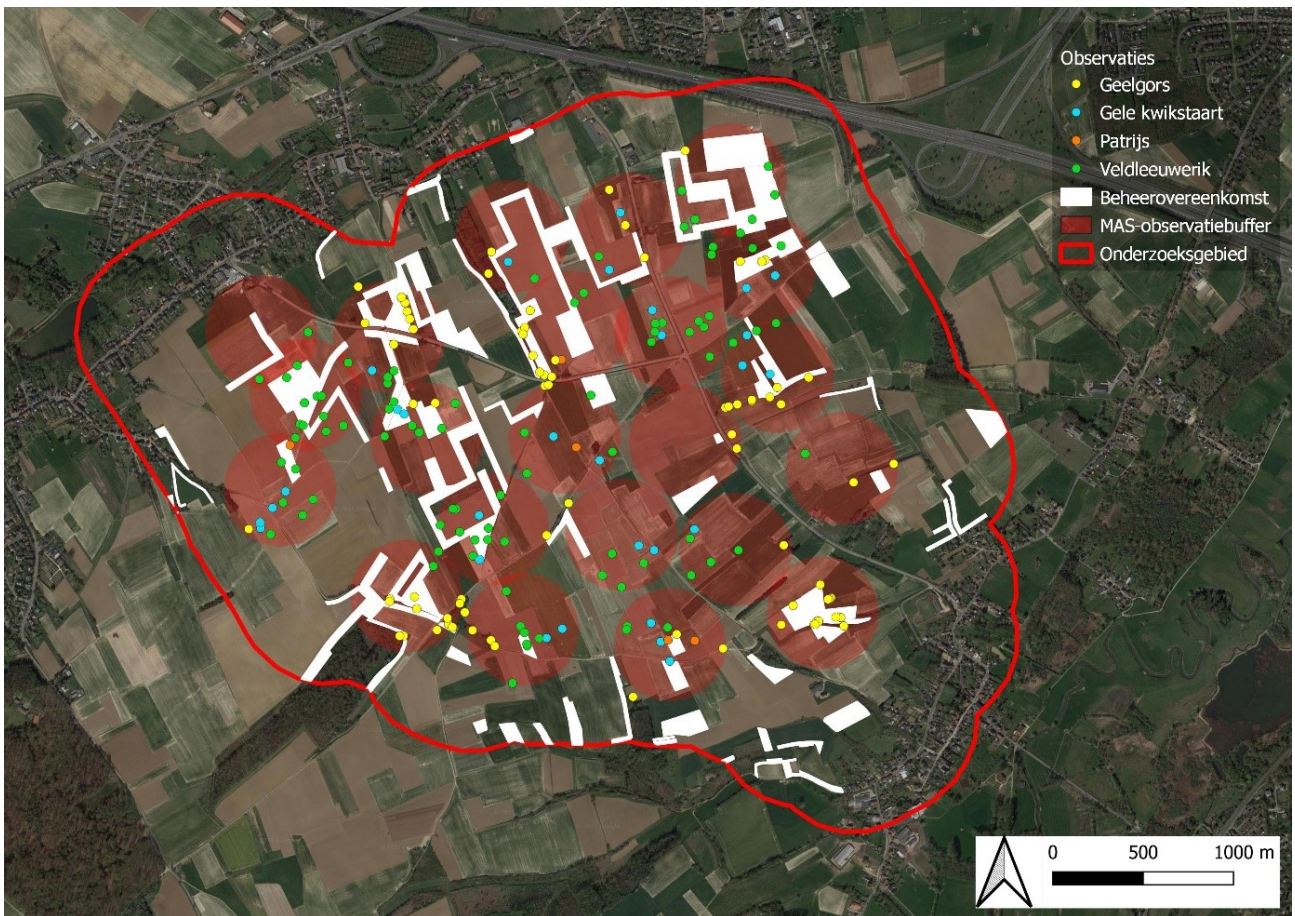
Deze analyse wordt ondersteund door regressie modellen (Bijlage 2) die het effect van observatieafstand en habitatype bepalen op de waarnemingskansen van de soorten. Deze modellen zijn apart beschikbaar per doelsoort per gebied (Plateau Leefdaal of De Moeren). Er zijn specifieke verschillen tussen de resultaten uit Plateau Leefdaal en De Moeren wat aangeeft dat er nog andere belangrijke covariaten zijn die momenteel niet opgenomen worden in de modellen.

4.1.3.1 Habitatselectiemodellen

4.1.3.1.1 Plateau van Leefdaal

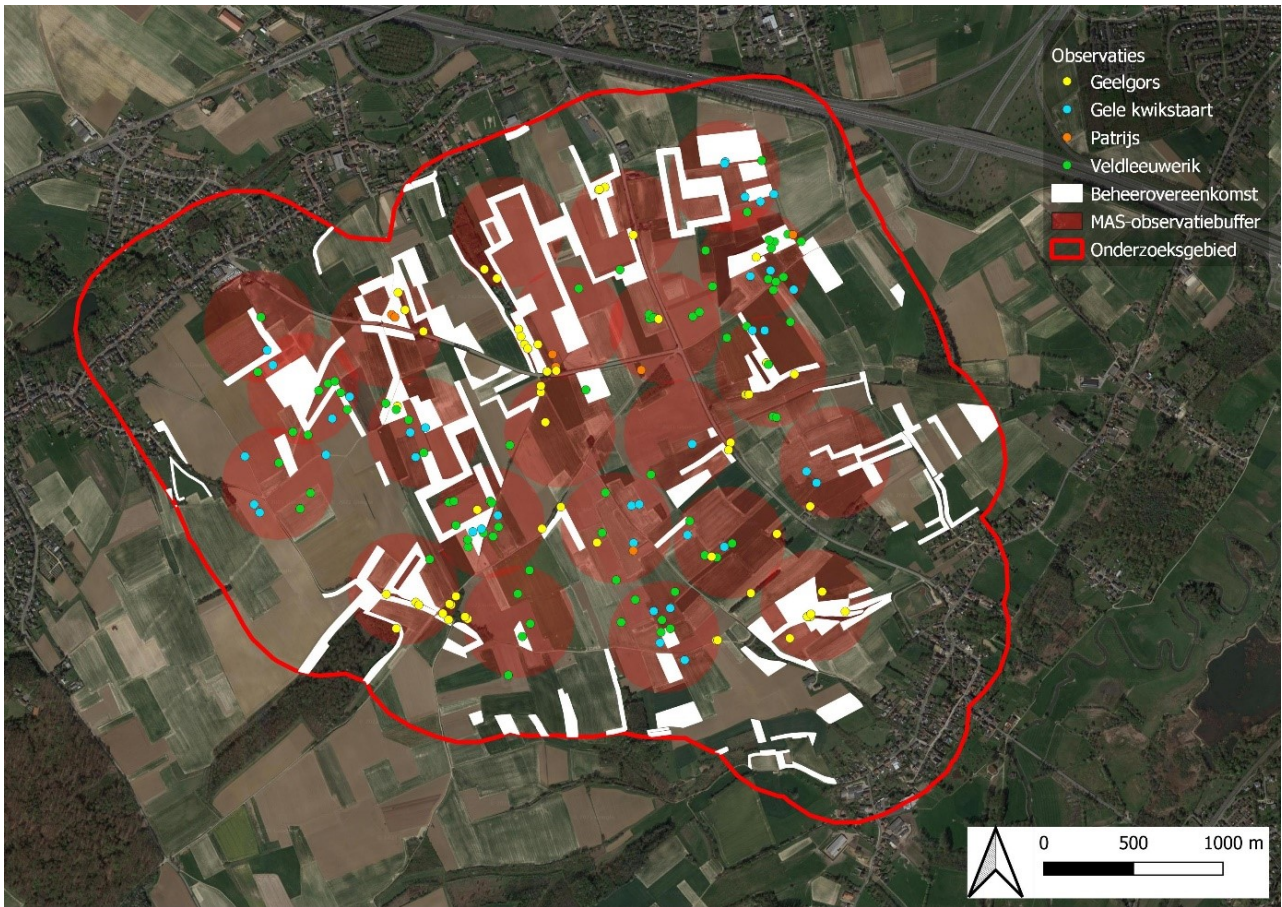
In Plateau Leefdaal lijken veldleeuwerik, geelgors en patrijs hoofdzakelijk percelen met faunamengels of grassen (in beheerovereenkomst) te verkiezen. Een groot aandeel van de waarnemingen (veldleeuwerik, gele kwikstaart en patrijs) wordt geregistreerd in granen, maar de oppervlakte granen bedraagt in Plateau Leefdaal ook meer dan 40% van de totale oppervlakte van het gebied. Alle soorten lijken percelen met aardappel te mijden, terwijl een relatief groot aandeel van de waarnemingen van veldleeuwerik en gele kwikstaart te vinden zijn in percelen met maïs. Opvallend is nog de schijnbare voorkeur van geelgors voor percelen met gras (niet-beheerovereenkomst) en patrijs voor percelen met een groententeelt.





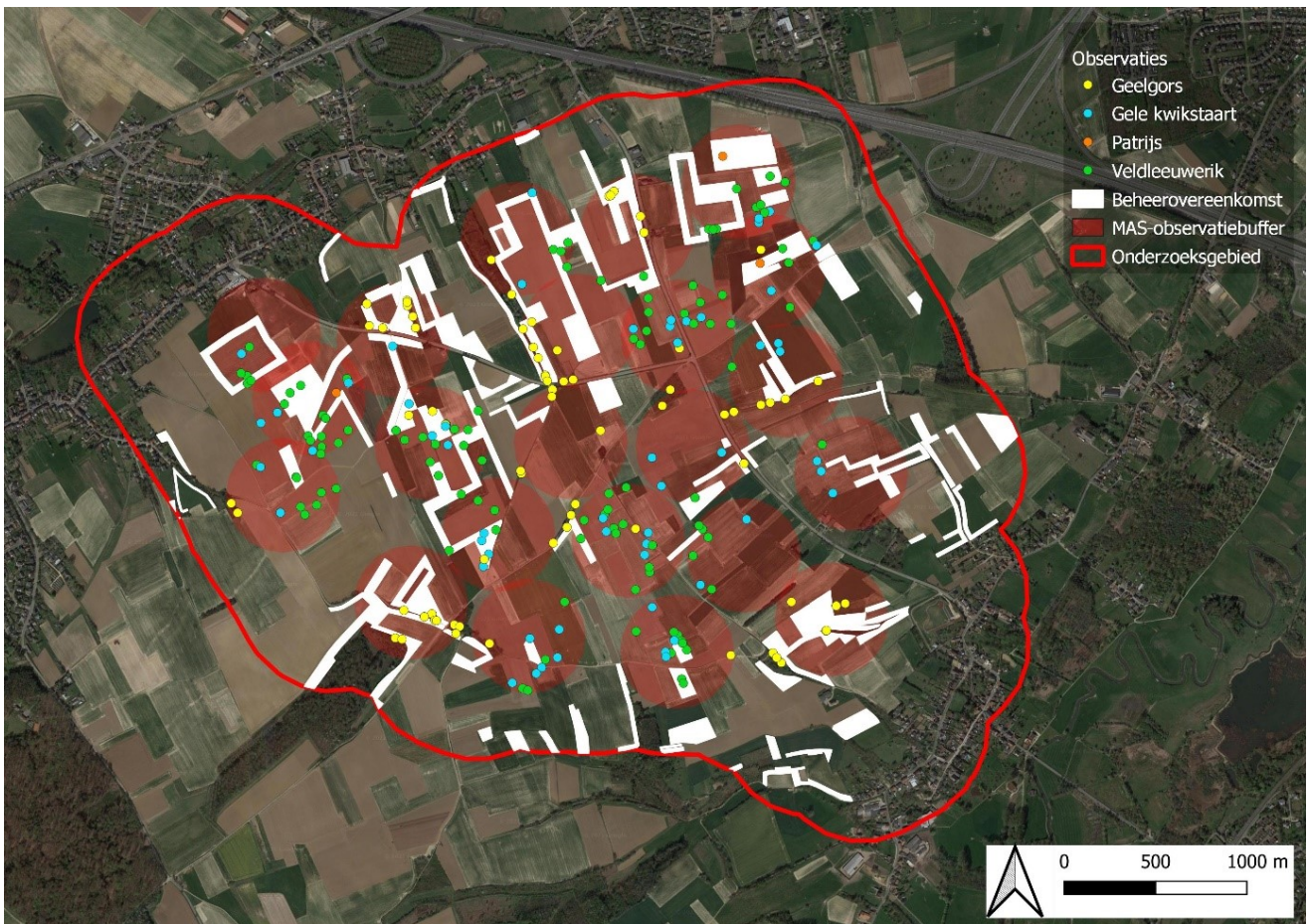
Figuur 6: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in Plateau Leefdaal in 2018.





Figuur 7: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in Plateau Leefdaal in 2019.





Figuur 8: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in Plateau Leefdaal in 2020.

Tabel 6: Habitatselectie van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in Plateau Leefdaal, voorgesteld als de oppervlakte (%) beschikbaar habitat t.o.v. het percentage waarnemingen van de doelsoort dat binnen een specifiek habitatype werd geregistreerd.

teelt	Oppervlakte (%)	veldleeuwerik (%)	geelgors (%)	gele kwikstaart (%)	patrijs (%)
Granen	43.2	44.9	25.9	49.4	37.0
aardappel	12.9	3.8	3.8	7.4	0.0
infrastructuur	0.2	0.0	1.3	0.0	0.0
groenten	4.2	5.5	5.2	3.7	26.0
bomen	0.3	0.0	2.5	0.0	0.0
faunamengsel bo	9.3	13.6	10.5	9.9	27.7

<i>teelt</i>	<i>Oppervlakte (%)</i>	<i>veldleeuwerik (%)</i>	<i>geelgors (%)</i>	<i>gele kwikstaart (%)</i>	<i>patrijs (%)</i>
<i>gras niet bo</i>	6.6	1.6	23.5	1.2	0.0
<i>gemengde grastrook bo</i>	5.5	9.8	14.3	3.7	9.2
<i>KLEs</i>	0.1	0.0	3.9	0.0	0.0
<i>mais</i>	17.7	20.7	9.2	24.7	0.0

4.1.3.1.2 De Moeren

In De Moeren verkiest veldleeuwerik hoofdzakelijk percelen waar faunamengels of grassen (in beheerovereenkomst of niet beheerovereenkomst) te vinden zijn. In tegenstelling tot veldleeuwerik lijken gele kwikstaart en patrijs geen specifieke voorkeur te hebben voor percelen met faunamengels. Gele kwikstaart en patrijs vertonen geen duidelijke voorkeur voor specifieke habitattypes. De drie waargenomen soorten lijken percelen te vermijden met aardappel, groenten, peulen of maïs. Daarnaast wordt een groot aandeel van de waarnemingen (veldleeuwerik, gele kwikstaart en patrijs) geregistreerd in granen, maar de oppervlakte granen bedraagt in De Moeren ook 40% van de totale oppervlakte van het gebied. Geelgors komt niet voor in De Moeren.





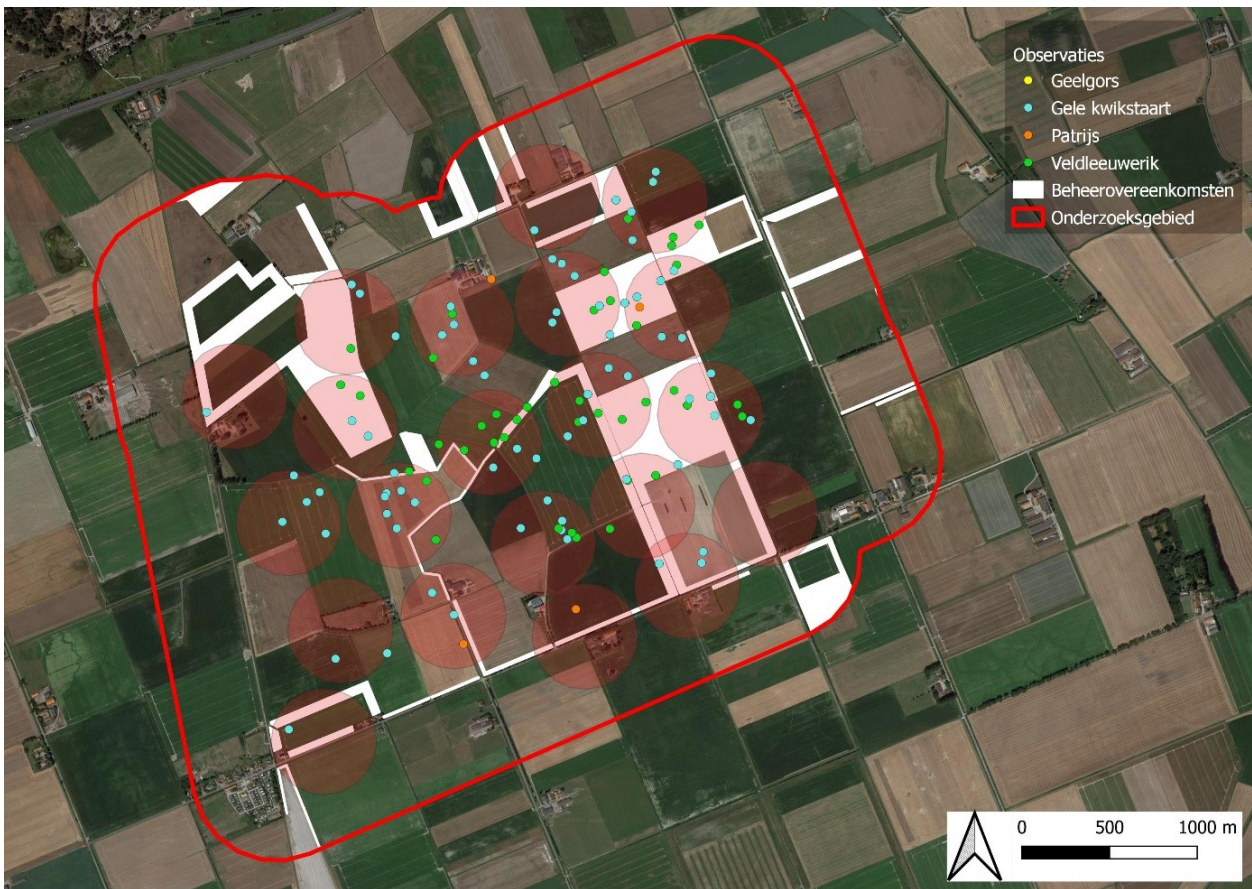
Figuur 9: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in De Moeren in 2018.





Figuur 10: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in De Moeren in 2019.





Figuur 11: Observaties van doelsoorten tijdens MAS tellingen in De Moeren in 2020.

Tabel 7: Habitatselectie van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in De Moeren, voorgesteld als de oppervlakte (%) beschikbaar habitat t.o.v. het percentage waarnemingen van de doelsoort dat binnen een specifiek habitattype werd geregistreerd.

teelt	Oppervlakte (%)	veldleeuwerik (%)	gele kwikstaart (%)	patrijs (%)
Granen	40.5	33.7	49.5	36.4
aardappel	6.0	0.0	0.0	9.1
infrastructuur	2.6	1.0	0.0	9.1
groenten	5.0	0.0	2.0	0.0
bomen	0.1	0.0	0.0	0.0
peulen	0.1	0.0	0.0	0.0

<i>teelt</i>	<i>Oppervlakte (%)</i>	<i>veldleeuwerik (%)</i>	<i>gele kwikstaart (%)</i>	<i>patrijs (%)</i>
<i>faunamengsel bo</i>	1.0	6.1	1.0	0.0
<i>gras niet bo</i>	9.4	16.3	10.1	18.2
<i>gemengde grasstrook bo</i>	16.4	34.7	23.2	9.1
<i>KLEs</i>	0.6	0.0	0.0	0.0
<i>mais</i>	16.9	6.1	13.2	18.2
<i>riet</i>	1.3	2.0	1.0	0.0

4.1.3.2 Detectiekansen op gebiedsniveau

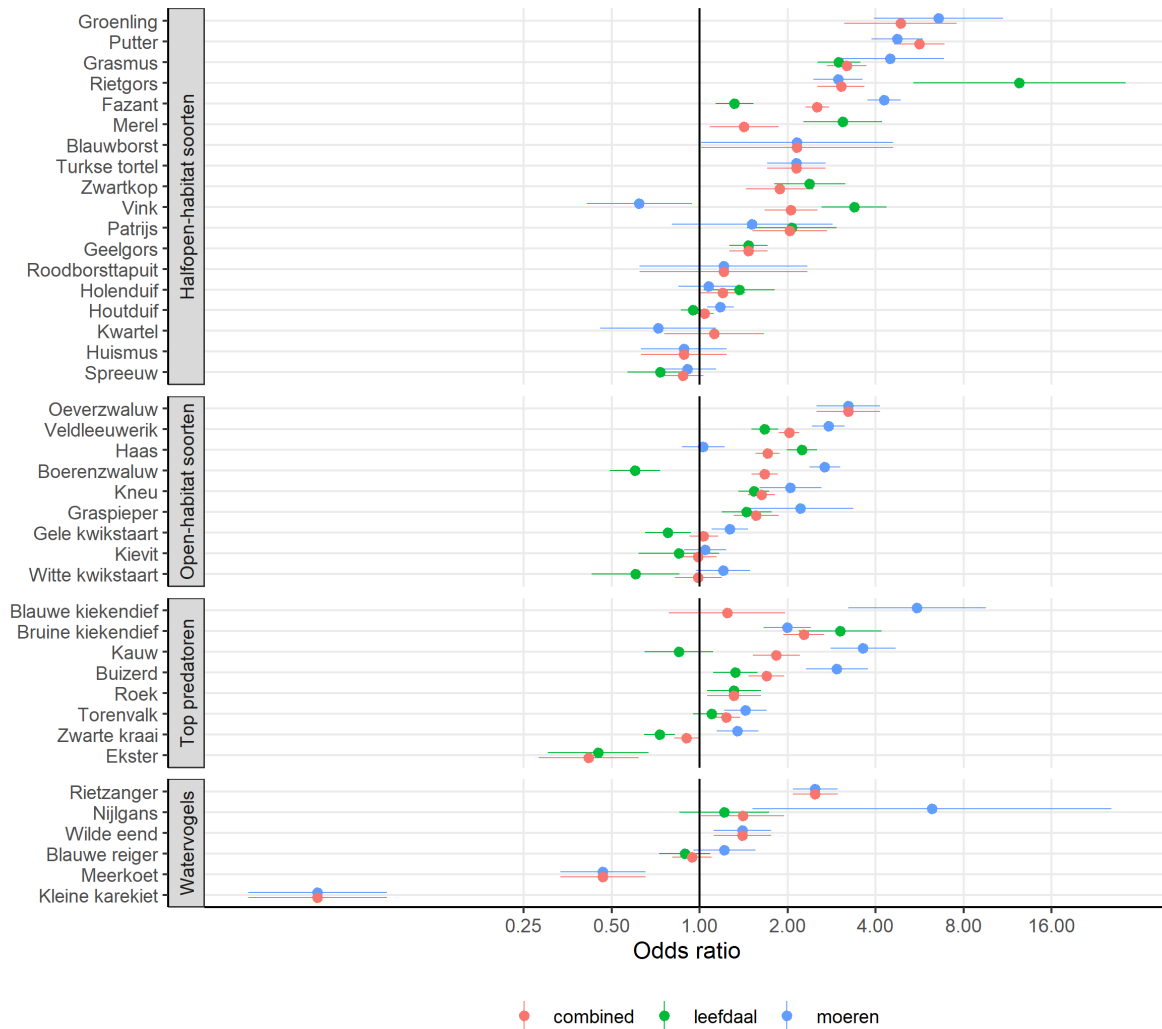
4.1.3.2.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

De detectiekans van veldleeuwerik is hoger in delen van de onderzoeksgebieden waar beheerovereenkomsten voorkomen (Odds ratio = ± 2). Dit geldt zowel voor Plateau Leefdaal (Odds ratio = ± 1.75) als De Moeren (Odds ratio = ± 3). In het geval van gele kwikstaart lijkt de detectiekans weinig beïnvloed te worden door beheerovereenkomsten, zowel in Plateau Leefdaal (eerder negatief: Odds ratio = ± 0.5) als De Moeren (eerder positief: Odds ratio = ± 1.5). geelgors werd niet waargenomen in De Moeren. In Plateau Leefdaal lijkt de detectiekans voor geelgors slechts weinig beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten (Odds ratio = ± 1.5). De detectiekans van patrijs wordt positief beïnvloed door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten in Plateau Leefdaal (Odds ratio = ± 2) en in beperkte mate in De Moeren (Odds ratio = ± 1.75).

4.1.3.2.2 Overige soorten

Zowel in Plateau Leefdaal als De Moeren is de detectiekans van soorten gebonden aan halfopen habitat, open habitat, toppredatoren, watervogels en andere soorten, algemeen hoger in de nabijheid van beheerovereenkomsten. Opvallend is dat de detectiekans van enkele soorten negatief beïnvloed wordt door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten, zoals zwartkop (Odds ratio = ± 0.5), boerenzwaluw (Odds ratio Plateau Leefdaal = ± 0.5), witte kwikstaart (Odds ratio = ± 1), ekster (Odds ratio = ± 0.5), meerkoet (Odds ratio = ± 0.5), kleine Karekiet (Odds ratio = < 0.25) en halsbandparkiet (Odds ratio = < 0.25). Soorten waarvoor de detectiekans eerder niet beïnvloed wordt door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten worden hierna opgesomd. Soorten van halfopen habitat: roodborsttapuit (Odds ratio = ± 1), holenduif (Odds ratio = ± 1), houtduif (Odds ratio = ± 1), kwartel (Odds ratio = ± 1), huismus (Odds ratio = ± 1) en spreeuw (Odds ratio = ± 1). Soorten van open habitat: Kievit (Odds ratio = ± 1) en haas (Odds ratio De Moeren = ± 1).





Figuur 12: Effect van beheerovereenkomsten op de detectiekans van geregistreerde soorten op basis van kortetermijn monitoring (MAS-tellingen) in Plateau Leefdaal (groen) en De Moeren (blauw) of het gecombineerde effect van beide gebieden (rood). Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

4.1.3.3 Detectiekansen op gedragsniveau

4.1.3.3.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

Deze sensitiviteitsanalyse onderzoekt het effect van broedcodes (binair; niet plaatsgebonden = broedcode 0, plaatsgebonden = broedcode 1-5) op het geschatte effect van een beheerovereenkomst. De detectiekans van

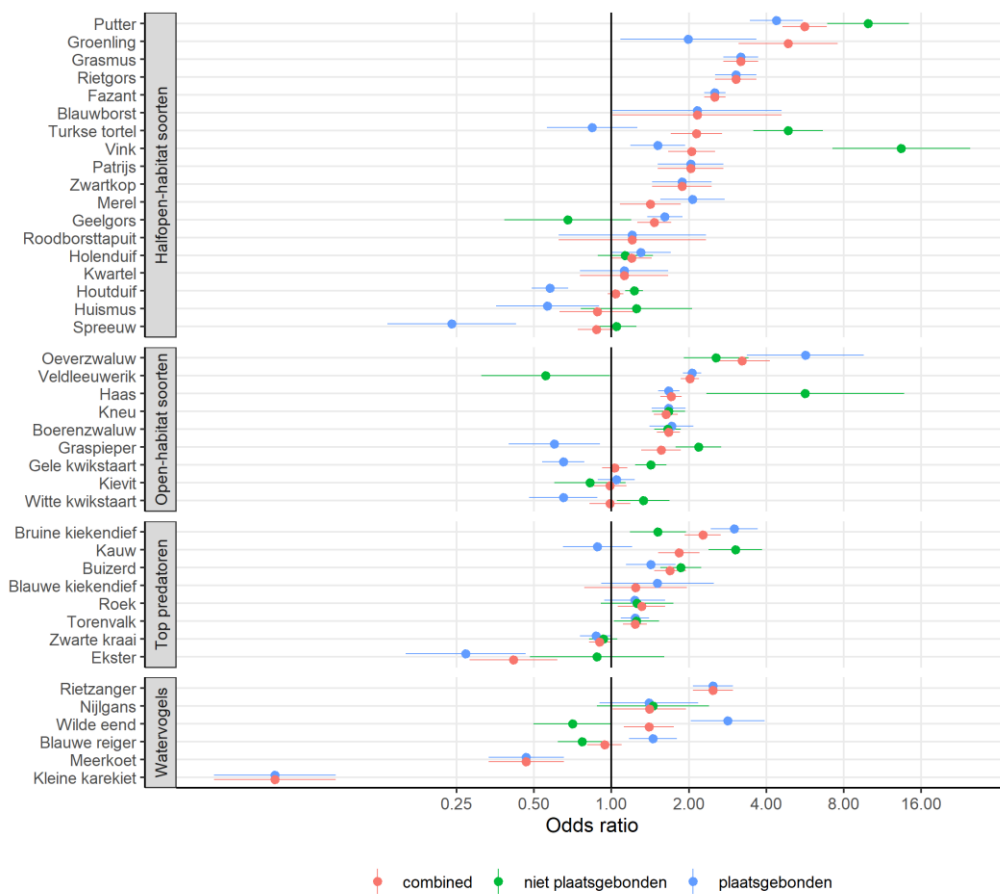


plaatsgebonden veldleeuwerik is hoger in gebieden waar beheerovereenkomsten voorkomen (Odds ratio = ± 2), daar waar niet-plaatsgebonden waarnemingen van veldleeuwerik eerder negatief beïnvloed worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten (Odds ratio = ± 0.5). De detectiekans van plaatsgebonden gele kwikstaart lijkt eerder negatief beïnvloed te worden door beheerovereenkomsten (Odds ratio = ± 0.5). Geelgors werd niet waargenomen in De Moeren en in Plateau Leefdaal lijkt de detectiekans slechts weinig beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten (Odds ratio = ± 1.5). De detectiekans van patrijs wordt positief beïnvloed door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten in Plateau Leefdaal (Odds ratio = ± 2) en in beperkte mate in De Moeren (Odds ratio = ± 1.75).

4.1.3.3.2 Overige soorten

Deze sensitiviteitsanalyse onderzoekt het effect van broedcodes (binair; niet plaatsgebonden = broedcode 0, plaatsgebonden = broedcode 1-5) op het geschatte effect van een beheerovereenkomst. De detectiekans van de meeste soorten gebonden aan halfopen habitat, open habitat, toppredatoren, watervogels en andere soorten, is in de nabijheid van beheerovereenkomsten hoger. Opvallend is dat de detectiekans van enkele soorten (licht) negatief beïnvloed wordt door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten, zoals houtduif (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.5), huismus (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.5), spreeuw (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.25), graspieper (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.5) en witte kwikstaart (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.5), ekster (plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.25), meerkoet (Odds ratio = ± 0.5), kleine karekiet (Odds ratio = < 0.25), gierzwaluw (niet-plaatsgebonden Odds ratio = ± 0.5) en halsbandparkiet (Odds ratio = < 0.25). Soorten waarvoor de detectiekans eerder niet beïnvloed wordt door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten worden hierna opgesomd. Soorten van halfopen habitat: merel (Odds ratio = ± 1), roodborsttapuit (Odds ratio = ± 1), holenduif (Odds ratio = ± 1), kwartel (Odds ratio = ± 1). Soorten van open habitat: Kievit (Odds ratio = ± 1).





Figuur 13: Effect van beheerovereenkomsten op de detectiekans van geregistreerde soorten op basis van kortetermijn monitoring (MAS-tellingen) waarbij data van Plateau Leefdaal en De Moeren werd gecombineerd. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen waarnemingen die geregistreerd werden voor individuen die plaatsgebonden (i.e. territorium- of nest indicierend; blauw) of niet-plaatsgebonden (groen). Ter volledigheid wordt het gecombineerde effect weergegeven (rood). Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

4.1.3.4 Detectiekansen van soorten in beheerovereenkomsten o.b.v. beheerdoelstelling

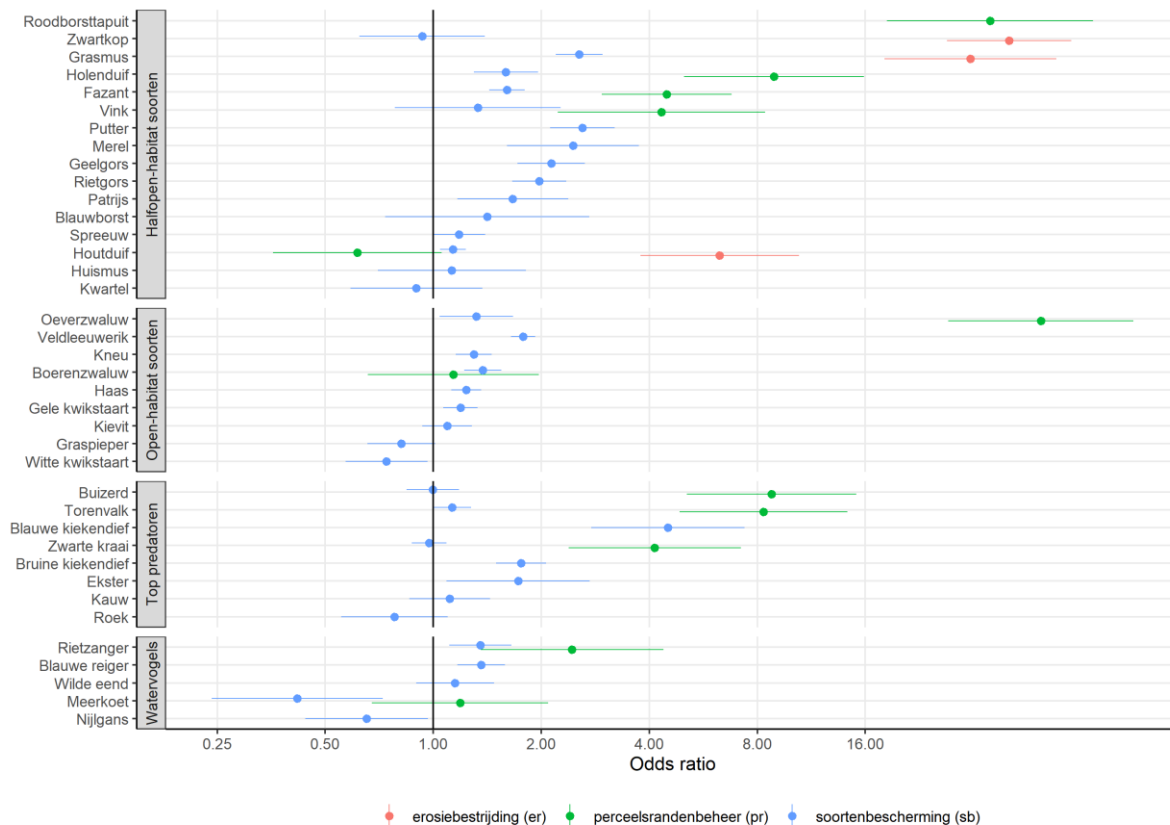
4.1.3.4.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

De detectiekans van veldleeuwerik (Odds Ratio = ± 1.75) is hoger wanneer er beheerovereenkomsten voorkomen met als beheerdoelstelling soortenbescherming. Veldleeuwerik lijkt in onze studie niet gedetecteerd in andere typen beheerovereenkomsten. Ook in het geval van gele kwikstaart worden enkel resultaten weergegeven voor beheerovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming. Deze hebben een erg beperkt positief effect op de detectiekansen voor deze soort (Odds Ratio = ± 1.25). Voor geelgors wordt een

positief effect aangetoond bij aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming (Odds Ratio = ± 2). Ook voor patrijs worden enkel resultaten weergegeven voor beheerovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming. Deze hebben een eerder positief effect op de detectiekansen voor patrijs (Odds Ratio = ± 1.75).

4.1.3.4.2 Overige soorten

Detectiekansen van soorten gebonden aan halfopen landschappen zijn overwegend hoger op percelen waar soortenbescherming, erosiebestrijding of perceelsrandenbeheer wordt uitgevoerd. Voor geen enkele soort worden negatieve detectiekansen waargenomen. Soorten van open habitat lijken minder sterk beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Graspieper (Odds ratio = ± -0.75) en witte kwikstaart (Odds ratio = ± -0.75) lijken eerder negatief beïnvloed door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op soortenbescherming. De detectiekansen van toppredatoren zijn hoger wanneer perceelsrandenbeheer wordt toegepast.



Figuur 14: Effect van verschillende beheerdoelstellingen op voorkomen van geregistreerde soorten op basis van MAS-tellingen. Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

4.1.3.5 Detectiekansen van soorten in beheerovereenkomsten o.b.v. beheerpakket

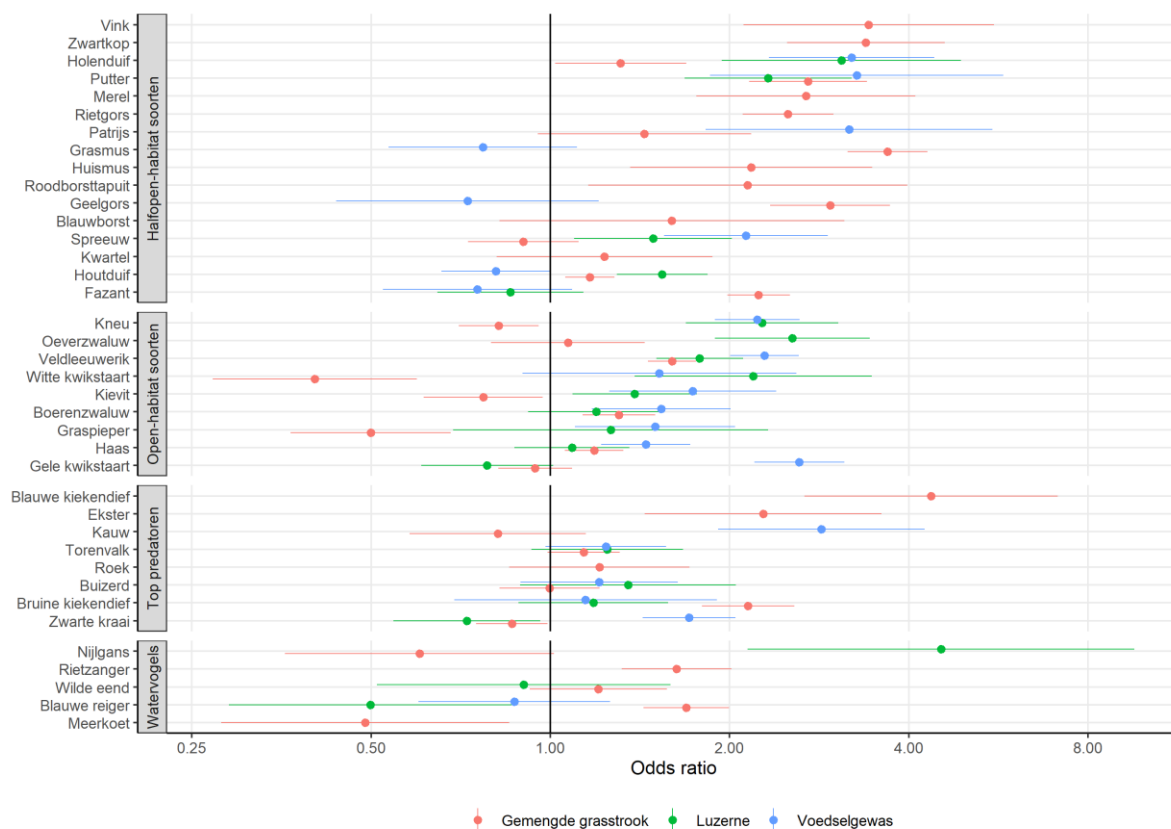
4.1.3.5.1 Doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs)

De detectiekans van veldleeuwerik (Odds Ratio = ± 1.75) is hoger wanneer er zowel gemengde grasstroken, Luzerne of voedselgewassen worden toegepast. In het geval van gele kwikstaart wordt enkel een positief effect gedetecteerd van beheerovereenkomsten die zich richten op voedselgewassen (Odds Ratio = ± 1.75). Voor geelgors wordt enkel een positief effect aangetoond bij aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op gemengde grasstroken (Odds Ratio = ± 3). patrijs lijkt hoofdzakelijk positief beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op voedselgewassen (Odds Ratio = ± 3).

4.1.3.5.2 Overige soorten

Detectiekansen van soorten gebonden aan halfopen landschappen zijn overwegend hoger op percelen waar gemengde grasstroken of luzerne voorkomt. Soorten van open habitat lijken positief beïnvloed te worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten die zich richten op luzerne en voedselgewassen, daar waar gemengde grasstroken een eerder negatieve invloed lijken te hebben op de detectiekansen van enkele soorten als witte kwikstaart (Odds Ratio = ± 0.3), Kievit (Odds Ratio = ± 0.75) en graspieper (Odds Ratio = ± 0.5). Enkel de detectiekansen van toppredatoren zoals blauwe kiekendief (Odds Ratio = ± 4), ekster (Odds Ratio = ± 2) en bruine kiekendief (Odds Ratio = ± 2), en watervogels zoals rietzanger (Odds Ratio = ± 2) en blauwe reiger (Odds Ratio = ± 1.75), lijken positief beïnvloed te worden door botanisch graslandbeheer.





Figuur 15: Effect van verschillende beheerpakket op voorkomen van geregistreerde soorten op basis van MAS-tellingen. Resultaten worden gevisualiseerd als puntschatting met een 95% betrouwbaarheidsinterval.

4.1.3.6 Periodieke associaties veldleeuwerik en gele kwikstaart

Omdat veldleeuwerik en gele kwikstaart mogelijk wisselen in habitatgebruik tijdens het midden van het broedseizoen, ongeveer in juni/juli, werd ter aanvulling van bovenstaande resultaten een bijkomende analyse uitgevoerd. Hierbij werden detectiekansen (regionale studie per beheerpakket) en habitatselectie voor de twee perioden (periode voor juli; periode vanaf juli) berekend.

Uit detectiekansen per beheerpakket blijkt dat veldleeuwerik in het eerste deel van het broedseizoen vaker wordt waargenomen in luzerne en voedselgewassen. In het tweede deel van het broedseizoen krijgen gemengde grasstroken meer overwicht. Voor gele kwikstaart lijken beheerovereenkomsten, zoals luzerne en voedselgewassen, hoofdzakelijk in het tweede deel van het broedseizoen detectiekansen te verhogen.



Tabel 8: Opsplitsing detectiekansen per van veldleeuwerik in de periode Jan-Jun en Jul-Dec.

groepering	Multiplicatief effect	Tot einde juni	Vanaf juli
Beheerpakket	Gemengde grasstrook	(1.26 - 1.61)	(1.62 - 2.17)
Beheerpakket	Luzerne	(1.67 - 2.47)	(0.9 - 1.75)
Beheerpakket	Voedselgewas	(2.49 - 3.43)	(1.19 - 1.92)

Tabel 9: Opsplitsing detectiekansen per van gele kwikstaart in de periode Jan-Jun en Jul-Dec.

groepering	Multiplicatief effect	Tot einde juni	Vanaf juli
Beheerpakket	Gemengde grasstrook	(0.7 - 1.16)	(0.81 - 1.14)
Beheerpakket	Luzerne	(0.23 - 0.69)	(0.78 - 1.4)
Beheerpakket	Voedselgewas	(0.51 - 1.4)	(2.65 - 3.88)

Habitatselectiemodellen tonen aan dat in het Plateau van Leefdaal associaties van veldleeuwerik voor granen niet lijken te veranderen doorheen het broedseizoen. Er is wel een opvallende afname in de selectie voor maïs in het tweede deel van het broedseizoen. Daarnaast lijkt de selectie voor andere vegetaties, zoals faunamengsels en grassen in beheerovereenkomsten te stijgen in het tweede deel van het broedseizoen. In De Moeren zijn deze habitatselecties minder duidelijk, al lijkt veldleeuwerik in het tweede deel van het broedseizoen hier voornamelijk te kiezen voor grassen die niet in beheerovereenkomst vallen.

In het geval van gele kwikstaart lijkt in Plateau Leefdaal de selectie voor granen, faunamengsels en groententeelten te vergroten in het tweede deel van het broedseizoen, terwijl de selectie voor maïs, aardappel en grassen in beheerovereenkomsten net afneemt. In De Moeren verloopt habitatselectie schijnbaar anders. Daar neemt de selectie voor granen en grassen (niet in beheerovereenkomst) af in het tweede deel van het broedseizoen, terwijl selectie voor maïs en grassen in beheerovereenkomst sterk toenemen.



Tabel 10: Habitatselectie van veldleeuwerik en gele kwikstaart in Plateau Leefdaal tijdens het broedseizoen tot einde juni en vanaf begin juli.

teelt	Area	veldleeuwerik (tot einde juni)	veldleeuwerik (vanaf juli)	gele_kwikstaart (tot einde juni)	gele kwikstaart (vanaf juli)
granen	43.2	46.2	42.5	34.8	55.2
mais	17.7	25.6	12.0	39.1	19.0
aardappel	12.9	4.3	3.0	13.0	5.2
faunamengsel bo	9.3	11.9	16.7	4.3	12.1
gras niet bo	6.6	0.9	3.0	0.0	1.7
gemengde grasstrook bo	5.5	6.0	16.7	8.7	1.7
groenten	4.2	5.1	6.1	0.0	5.2
bomen	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
infrastructuur	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
houtkanten	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabel 11: Habitatselectie van veldleeuwerik en gele kwikstaart in De Moeren tijdens het broedseizoen tot einde juni en vanaf begin juli.

teelt	Area	veldleeuwerik (tot einde juni)	veldleeuwerik (vanaf juli)	gele kwikstaart (tot einde juni)	gele kwikstaart (vanaf juli)
granen	40.5	33.3	34.6	59.0	43.3
mais	16.9	5.6	7.7	10.3	15.0
gemengde grasstrook bo	16.4	36.1	30.8	10.3	31.6
gras niet bo	9.4	13.9	23.1	20.5	3.3
aardappel	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0
groenten	5.0	0.0	0.0	0.0	3.3
infrastructuur	2.6	1.4	0.0	0.0	0.0
riet	1.3	2.8	0.0	0.0	1.7
faunamengsel bo	1.0	6.9	3.8	0.0	1.7



teelt	Area	veldleeuwerik (tot einde juni)	veldleeuwerik (vanaf juli)	gele kwikstaart (tot einde juni)	gele kwikstaart (vanaf juli)
houtkanten	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
bomen	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
peulen	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

4.1.4 Discussie (lokale monitoring: MAS)

In deze lokale monitoring werd getracht om algemene verbanden te identificeren tussen detectiekansen van soorten in landbouwgebied en de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Er werd gezocht naar mogelijke effecten van het toepassen van beheerovereenkomsten binnen gebiedsniveau (intra-gebiedsniveau) en niet naar specifieke vergelijkingen tussen de detectiekansen van vogelsoorten binnen percelen met/zonder beheerovereenkomsten. In deze analyses werd gebruik gemaakt van MAS-gegevens die verzameld werden tijdens zes telrondes in 2018, 2019 en 2020. Beheerovereenkomsten werden gecategoriseerd volgens beheerdoelstellingen (kleine landschapselementen, botanisch beheer, erosiebestrijding, perceelrandenbeheer en soortenbescherming) of beheerpakket (grasstrook, gemengde grasstrook, graslandbeheer, luzerne, voedselgewas en kleine landschapselementen). Daarnaast werden voor veldleeuwerik en gele kwikstaart de zes MAS-telrondes opgesplitst in twee periodes (voor en na 1 juli) om mogelijke effecten van gewasontwikkeling te kwantificeren.

Exploratieve habitatselectiemodellen voor de doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs) duiden in het Plateau van Leefdaal en De Moeren op gelijkenissen, maar ook op subtiele verschillen. Een groot deel van de oppervlakte in beide onderzoeksgebieden wordt ingenomen door granen, waardoor een groot percentage waarnemingen binnen dit habitattypen valt. Daarnaast verkiest veldleeuwerik in beide onderzoeksgebieden faunamengsels of gemengde grasstroken in beheerovereenkomsten. Alle soorten lijken ook percelen te vermijden met aardappel, groenten, peulen, maar in het Plateau van Leefdaal zijn een relatief groot aandeel van de waarnemingen van veldleeuwerik en gele kwikstaart ook te vinden in percelen met maïs. Opvallend is ook de voorkeur van patrijs voor infrastructuur in De Moeren, daar waar de soort in het Plateau van Leefdaal een voorkeur lijkt te hebben voor percelen met groententeelt.

Diezelfde gelijkenissen/verschillen tussen onderzoeksgebieden kunnen doorgetrokken worden naar de detectiekansen van soorten i.f.v. het voorkomen van beheerovereenkomsten. In het geval van de doelsoorten worden detectiekansen van veldleeuwerik en patrijs (eerder) positief beïnvloed door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Meer specifiek lijkt botanisch graslandbeheer (veldleeuwerik, patrijs) en de aanwezigheid van gemengde grasstroken (veldleeuwerik) een positief effect te hebben op detectiekansen van de soort. In het geval van veldleeuwerik lijken eerder negatieve associaties van niet-plaatsgebonden waarnemingen te suggereren dat individuen die niet gebonden zijn aan een lokaal territorium mogelijk foerageren in niet-beheerovereenkomsten. Detectiekansen van gele kwikstaart worden dan weer eerder negatief beïnvloed in het Plateau van Leefdaal en eerder positief in De Moeren. In het geval van gele kwikstaart lijken gegevens van plaatsgebonden individuen inderdaad aan te tonen dat de aanwezigheid van



beheerovereenkomsten een eerder negatieve impact heeft op het voorkomen van de soort. Mogelijks wordt dit effect waargenomen doordat plaatsgebonden individuen hoofdzakelijk broeden in teelten zoals wintertarwe en aardappelen. Opvallend is ook dat in De Moeren het percentage beschikbare grasvegetaties onder beheerovereenkomst hoger is dan in het Plateau van Leefdaal en de soort lijkt voornamelijk positief beïnvloed te worden door graslandbeheer.

Voor de andere soorten die geobserveerd werden tijdens MAS-tellingen lijken er slechts in enkele gevallen verschillen in detectiekansen tussen de onderzoeksgebieden op te treden, bijvoorbeeld voor rietgors, fazant, vink, boerenzwaluw en zwarte kraai. Overige soorten lijken overwegend positief te reageren op de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Dit voor beheerovereenkomsten die zich richten op erosiebestrijding, perceelsrandenbeheer en soortenbescherming. Opvallender lijkt de verschillende invloed van gemengde grasstroken en botanisch graslandbeheer op de detectiekansen van soorten gebonden aan open en halfopen habitat. Daar waar soorten van halfopen habitat eerder positief beïnvloed lijken te worden door gemengde grasstroken, lijken soorten van open habitat eerder negatief beïnvloed te worden door dit beheertype. Dit is eventueel te verklaren door de aanwezigheid van veel gemengde grasstroken langsheen (opgaande) kwetsbare elementen.

Algemeen kan gesteld worden dat het toepassen van beheerovereenkomsten op inter-gebiedsniveau voorzichtig positief mag opgevat worden. Voor ongeveer de helft van de soorten gebonden aan open of halfopen habitat zijn de waarnemingskansen hoger, vooral wanneer de beheerdoelstelling soortenbescherming betreft. Ook op vlak van beheerpakketten lijkt de implementatie van beheerovereenkomsten voorzichtig positief voor ongeveer de helft van de soorten gebonden aan open of halfopen landbouwgebied, meestal in het kader van beheerpakketten gemengde grasstrook en graslandbeheer.

Het is belangrijk te vermelden dat in deze studie ook werd onderzocht of detectiekansen van doelsoorten verschillen binnen 50m-radiussen van MAS-telpunten (Bijlage 2). Hieruit blijkt dat de detectiekansen voor geelgors en patrijs verkleinen in functie van de observatieafstand. Voor veldleeuwrik en gele kwikstaart kan aangenomen worden dat de trefkans van binnen de telcirkel van een MAS-telpunt representatief is voor de detectiekans. Eerder onderzoek in dit kader toonde aan dat door de gestandaardiseerde methodiek van MAS, er voor soorten met een hogere trefkans meestal geen probleem is voor het onderling vergelijken van telpunten en jaren.

De resultaten van deze lokale monitoring suggereren dat de aanwezigheid van beheerovereenkomsten met verschillende doelstellingen of beheerpakketten binnen MAS-telpunten een algemeen positief effect heeft op de detectiekansen van de meeste vogelsoorten tijdens het broedseizoen. Hoewel deze resultaten ons iets leren over de verdeling/habitatassociatie van soorten op intra-gebiedsniveau dienen de bevindingen met voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. Uit periodieke detectiekansen en habitatassociaties voor veldleeuwrik en gele kwikstaart merken we dat er verschuivingen tussen teelten, mogelijks geassocieerd met de vegetatieontwikkeling, gebeuren voor beide soorten. Daarnaast merken we ook verschillen in periodieke detectiekansen tussen de twee onderzoeksgebieden. Dit suggereert dat het aanbod aan teelten/beheerovereenkomsten een mogelijke invloed heeft op habitatselectie van de twee onderzochte soorten. Voorgaande studies wijzen erop dat de meeste akkervogels frequent bewegen tussen locaties binnen een gebied die minder dan 1 km van elkaar verwijderd liggen, zoals broedlocaties of foerageerlocaties (Fahrig

////////////////////////////////////

et al., 2011). De detectiekansen van soorten kunnen dus zowel beïnvloed worden door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten binnen de observatieradius van een MAS-punt, als in de punten daarrond. Het wijst erop dat observatiekansen, zelfs wanneer van individuen worden aangenomen dat ze “plaatsgebonden” zijn, niet impliceren dat individuen ook specifiek gebruik gaan maken van een bepaald type beheerovereenkomsten.

Een mogelijke manier om toch de impact van beheerovereenkomsten te bestuderen op intra-gebiedsniveau, is door detectiekansen van soorten te vergelijken met gebieden waar geen beheerovereenkomsten worden geïmplementeerd en die van dezelfde habitatkwaliteit zijn. Dat laatste is bijzonder moeilijk omdat er talloze andere invloeden zijn die moeilijk methodologisch af te scheiden zijn: pesticidengebruik, bemesting, bodemleven, kwaliteit van het geleverde werk (bv. te laat zaaien enz), grote of kleine populaties doelsoorten in de omgeving, aanzuigeffect, ecologische val, versnipperingsgraad, kleine terreinelementen, etc.

Daarom is het noodzakelijk om op perceelsniveau te onderzoeken in welke mate soorten effectief gebruik maken van de verschillende vegetatietypes om detectiekansen van soorten op intra-gebiedsniveau te kunnen interpreteren.

4.2 VOEDSELBESCHIKBAARHEID

4.2.1 Inleiding

Sinds het midden van de 20^e eeuw zorgen wijzigingen in het landbouwlandschap, zowel op landschapsschaal als op perceelniveau (Benton et al., 2003; Donald and Evans, 2006), voor het verdwijnen van geschikt broed- en foerageerhabitat voor akkervogels (Boatman et al., 2004; Brickle et al., 2000; Chamberlain and Fuller, 2000; Hart et al., 2006; Morris et al., 2005). Schaalvergroting, zorgt voor het verdwijnen van kleine landschapselementen en teelt-vrije vegetaties (i.e. geschikte leefomgevingen van invertebraten) in het landschap waardoor het foerageerhabitat afneemt. Op perceelsniveau heeft modernisering gezorgd voor, onder andere, de ontwikkeling van snelgroeiende gewassen en het gebruik van herbiciden en insecticiden om het onderhoud en de controle van onkruiden of andere competitieve vegetaties, ziektes en invertebraten te vergemakkelijken. Tijdens het broedseizoen worden akkervogels, met andere woorden, geconfronteerd met een algemene afname en dalende toegankelijkheid van foerageerlocaties (i.e. door het verdwijnen van foerageerhabitat en te dense gewassen) en een daling in de beschikbaarheid en diversiteit van ongewervelden (Aebischer et al., 2016; Butler et al., 2007; Chamberlain et al., 1999b; Siriwardena et al., 2008).

Stabiele populaties van ongewervelden tijdens het broedseizoen zijn nochtans essentieel voor de instandhouding van akkervogelpopulaties. Veel soorten, zoals veldleeuwerik, geelgors, patrijs en gele kwikstaart, voeden hun jongen bijvoorbeeld hoofdzakelijk met ongewervelden (Boatman et al., 2004; Brickle et al., 2000). De afwezigheid of ontoegankelijkheid van geschikte voedselvoorraden kan bijgevolg zorgen voor grotere foerageerafstanden (Low et al., 2010) of lagere voederfrequenties (Newton, 2004), wat negatieve gevolgen heeft voor het broedsucces. Recente studies tonen aan dat een hogere hoeveelheid teeltvrije oppervlakte binnen landbouwgebieden en een hogere densiteit onkruiden in percelen een positieve invloed heeft op populaties van invertebraten (Batáry et al., 2010; Whittingham et al., 2005). Dit soort semi-natuurlijke



habitats voorzien invertebratenpopulaties met natuurlijke voedselbronnen en verhoogt de structuurdiversiteit binnen – vaak monotone – gewassen (Atkinson et al., 2002; Butler et al., 2007).

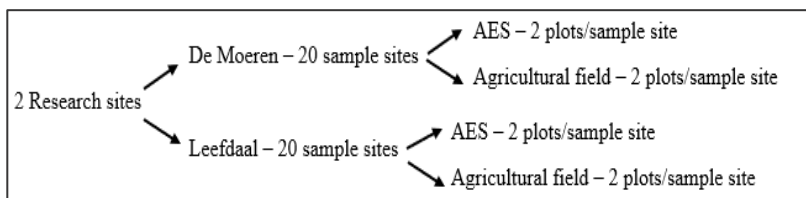
Intensivering van landbouwactiviteiten verlaagt dus potentieel de voedselbeschikbaarheid voor akkervogels tijdens het broedseizoen (Henderson et al., 2000; Soenke et al., 2011) op een directe (e.g. insecticiden die gebruikt worden om populaties invertebraten te reduceren) en indirecte manier (e.g. verlagen van voedselvoorziening en structuurdiversiteit door gebruik te maken van snelgroeïende teelten, maaifrequenties of herbiciden). Beheerovereenkomsten, zoals gemengde grasstroken (plus), trachten deze directe en indirecte negatieve gevolgen voor insectenpopulaties te bufferen door de aanleg van kruidenrijke vegetaties en een verbod op het gebruik van insecticiden/herbiciden. In dit deel van het onderzoek werd daarom onderzocht of beheerovereenkomsten een bijdrage zouden kunnen leveren in de ondersteuning van lokale invertebratenpopulaties. Hiervoor werd de abundantie en diversiteit aan ongewervelden gekwantificeerd in beheerovereenkomsten en naburige teelten aan de hand van een “suction-sampling” techniek.

4.2.2 Methoden

Om het effect van beheerovereenkomsten op de abundantie en diversiteit aan ongewervelden te onderzoeken, werden beheerovereenkomsten en niet-beheerovereenkomsten bemonsterd aan de hand van een “suction-sampling” techniek. Bij het gebruik van deze techniek wordt één vierkante meter vegetatie per stalnamepunt gedurende één minuut bemonsterd met behulp van een gemodificeerde bladzuiger. Ongewervelden worden opgezogen en gevangen in een nylon zak in de zuigmond, waarna ze bewaard worden op ethanol.

Er werden in beide onderzoeksgebieden twintig stalnamelocaties gekozen. Deze stalnamelocaties waren gelegen op de rand van een beheerovereenkomst en een niet-beheerovereenkomst. Elk jaar (2018, 2019 en 2020) waren er zes stalnames tussen mei en september. Elke stalname werd per onderzoeksgebied verspreid over twee dagen (i.e. tien stalnamelocaties op dag één, tien stalnamelocaties op dag twee). Elke stalnamelocatie bevatte vier stalnamepunten: twee punten in een beheerovereenkomst, twee punten in een aanpalende niet-beheerovereenkomst. Finaal bestond elke stalname daardoor uit 80 stalen (4 stalen per 20 stalnamelocaties) voor elk onderzoeksgebied. Voor elk stalnamepunt werd het vegetatietype genoteerd. Elk stalnamepunt was voldoende verwijderd van andere stalnamepunten ($\pm 5-10$ m).

In het verloop van dit deel van het project zal verder gebruik gemaakt worden van volgende afkortingen: M = De Moeren, L = Plateau Leefdaal, B = beheerovereenkomst, NB = niet-beheerovereenkomst en stalnamelocatie 1-20 (stalnamelocaties in Plateau Leefdaal) and stalnamelocatie 21-40 (stalnamelocaties in De Moeren).



De stalen werden bewaard op ethanol voor determinatie. In total warden 2640 stalen verzameld, bestaande uit 109120 ongewervelden die werden onderverdeeld in 22 taxa: langpootmuggen (Tipula), muggen (Nematocera), vliegen (Brachycera), bladluizen (Aphidoidea), spinnen (Arnaeae), hooiwagens (Opiliones), springstaarten (Collembola), kevers (Coleoptera), zweefvliegen (Hymenoptera), wantsen (Heteroptera), cicaden (Auchenorrhyncha), pissebedden (Isopoda), slakken (Gastropoda), mieren (Formicidae), tripsen (Thysanoptera), mijten (Acariformes), nachtvinders (Heterocera), dagvlinders (Rhopalocera), wolfspinnen (Lycosidea), duizendpoten (Chilopoda), netvleugeligen (Neuroptera) en sprinkhanen en krekels (Orthoptera). Binnen de kevers en dagvlinders werd bijkomend een onderscheid gemaakt tussen rupsen en imago's.

In totaal werden volgende aantallen per taxon geregistreerd: springstaarten = 50433, vliegen = 12145, cicaden = 9331 en bladluizen = 9041 waren het meest abundant. Daarnaast werden muggen = 5621, kevers = 5115, tripsen = 4678, spinnen = 3684, wantsen = 2343, zweefvliegen = 2175, mijten = 1643 en kerverlarven = 1000 in hoge aantallen waargenomen. Andere taxa warden minder vertegenwoordigd: rupsen = 429, slakken = 370, wolfspinnen = 318, mieren = 256, sprinkhanen = 252, dagvlinders = 146, langpootmuggen = 118, netvleugeligen = 118, hooiwagens = 63, nachtvinders = 56, pissebedden = 32 en duizendpoten = 5.

Op basis van veldwaarnemingen en voorgaande studies (refererend naar taxa die minstens 5% van het totale dieet omvatten), werden enkele taxa geselecteerd die geschikt zijn als stapelvoedsel voor akkervogels: spinnen, kevers, zweefvliegen, wantsen, dagvlinders en nachtvinders (Donald et al., 2001; Geiger et al., 2010; Hart et al., 2006; Holland et al., 2006; Ottens et al., 2014; Smith et al., 2009).

Om de invloed van beheerovereenkomsten op de aanwezigheid en diversiteit van ongewervelden te kwantificeren werden verschillende modellen gebouwd (GLMM, negatief binomiaal verdeling). Deze modellen hadden abundantie (aantal individuen per taxa) of Shannon Diversiteit als uitkomstvariabele en beheerovereenkomst (BO of nBO) als verklarende variable. Er werd gecorrigeerd voor datum, onderzoeksgebied (Plateau Leefdaal en De Moeren) en taxon; als random effect werd staalnamepunt meegenomen. Voor de taxa die geselecteerd werden als mogelijk stapelvoedsel werden individuele ANOVAs uitgevoerd om te bepalen welk effect de aanwezigheid van beheerovereenkomsten heeft op deze specifieke taxa.

Tabel 12: Uitgevoerde staalnames om het effect van beheerovereenkomsten op de abundantie en diversiteit aan ongewervelden te onderzoeken.

Staalname	Plateau Leefdaal (2018)	Plateau Leefdaal (2019)	Plateau Leefdaal (2020)	De Moeren (2018)	De Moeren (2019)	De Moeren (2020)
1	12 mei	29 mei	25 mei	21 mei	24 mei	3 juni
2	31 mei	17 juni	11 juni	8 juni	18 juni	23 juni
3	19 juni	3 juli	3 juli	22 juni	4 juli	14 juli
4	5 juli	22 juli	26 juli	30 juni	23 juli	29 juli
5	18 juli	7 augustus	13 augustus	26 juli	8 augustus	12 augustus
6	2 augustus	30 augustus	28 augustus	16 augustus	28 augustus	2 september

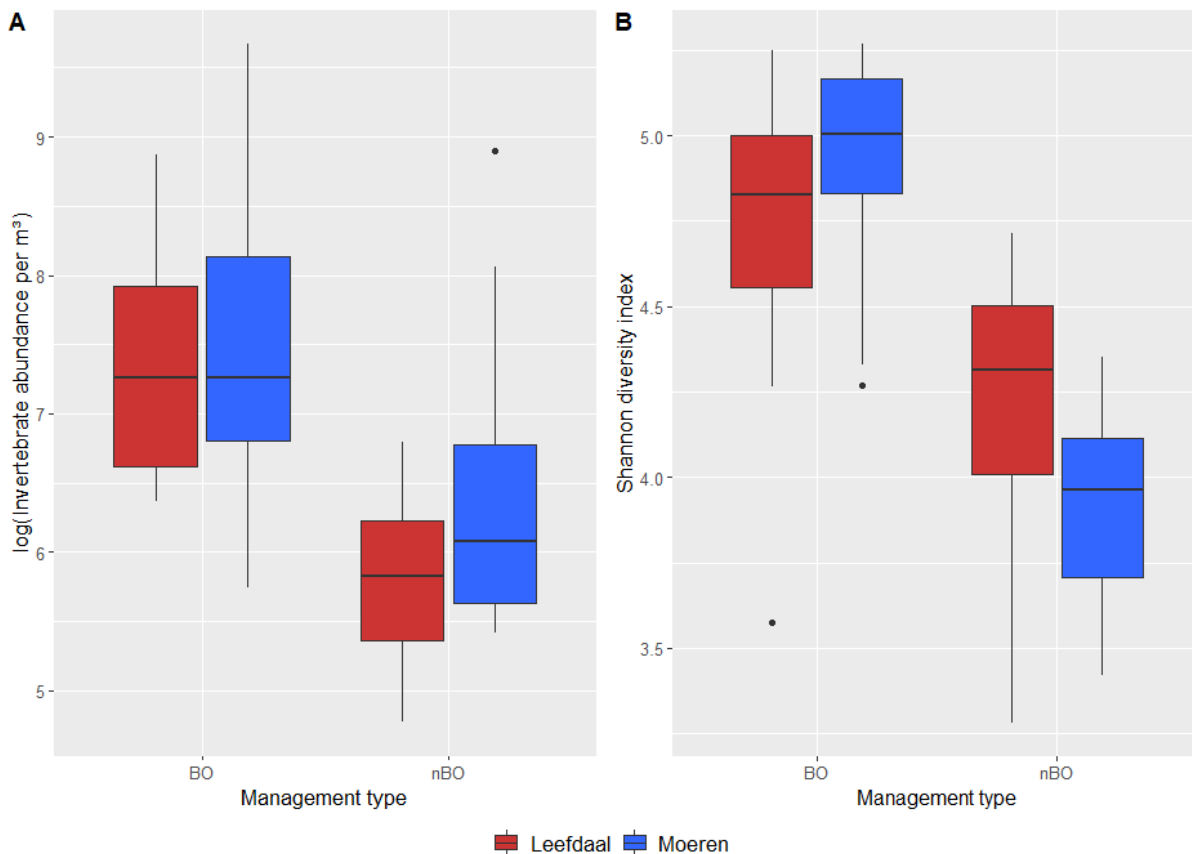


4.2.3 Resultaten

4.2.3.1 Abundantie en diversiteit

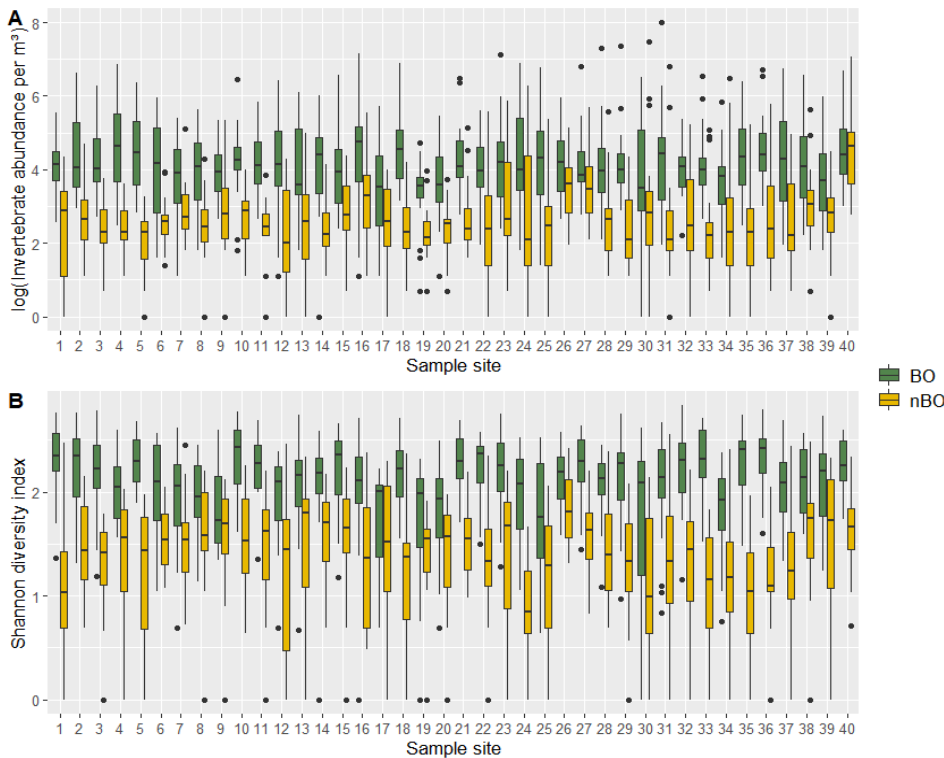
Het aantal gevangen invertebraten is hoger in De Moeren dan in Plateau Leefdaal ($\beta_1 = 0.5886$, $p = 0.00867$), maar er is geen verschil in diversiteit tussen beide gebieden ($\beta_2 = -0.01233$, $p = 0.916$). Zowel in Plateau Leefdaal als in De Moeren is de hoeveelheid gevangen invertebraten lager in niet-beheerovereenkomsten dan in beheerovereenkomsten ($\beta_1 = -2.035834$, $p = <2e-16$; Figuur 16). De diversiteit aan invertebraten in beide typen habitats is gelijkaardig ($\beta_2 = -0.17461$, $p = 0.137$; Figuur 16).

Daarnaast stelt een meer gedetailleerde analyse van gepaarde samples per staalnamepunt ook aan dat de abundantie ($\beta_1 = -1.3381$, $p = 2.38e-09$; Figuur 16) en diversiteit ($\beta_2 = -0.3721993$, $p = 2.28e-05$; Figuur 16) van invertebraten in niet-beheerovereenkomsten lager is dan in beheerovereenkomsten.



Figuur 16. Abundantie en diversiteit aan invertebraten in beheerovereenkomsten (BO) en niet-beheerovereenkomsten (nBo) in Leefdaal (rood) en De Moeren (blauw). Boxplots stellen de range van waarnemingen voor, met de mediaan als dikke zwarte lijn, en de 25% en 75% kwantielen als dunne box. De 90% range wordt voorgesteld door de dunne uitlopers en uitschieters worden voorgesteld door zwarte punten.





Figuur 17. Abundantie en diversiteit aan invertebraten in beheerovereenkomsten (BO, groen) en niet-beheerovereenkomsten (nBo, geel) in Plateau Leefdaal (samplepunten 1-20) en De Moeren (samplepunten 21-40). Boxplots stellen de range van waarnemingen voor, met de mediaan als dikke zwarte lijn, en de 25% en 75% kwantielen als dunne box. De 90% range wordt voorgesteld door de dunne uitlopers en uitschieters worden voorgesteld door zwarte punten.

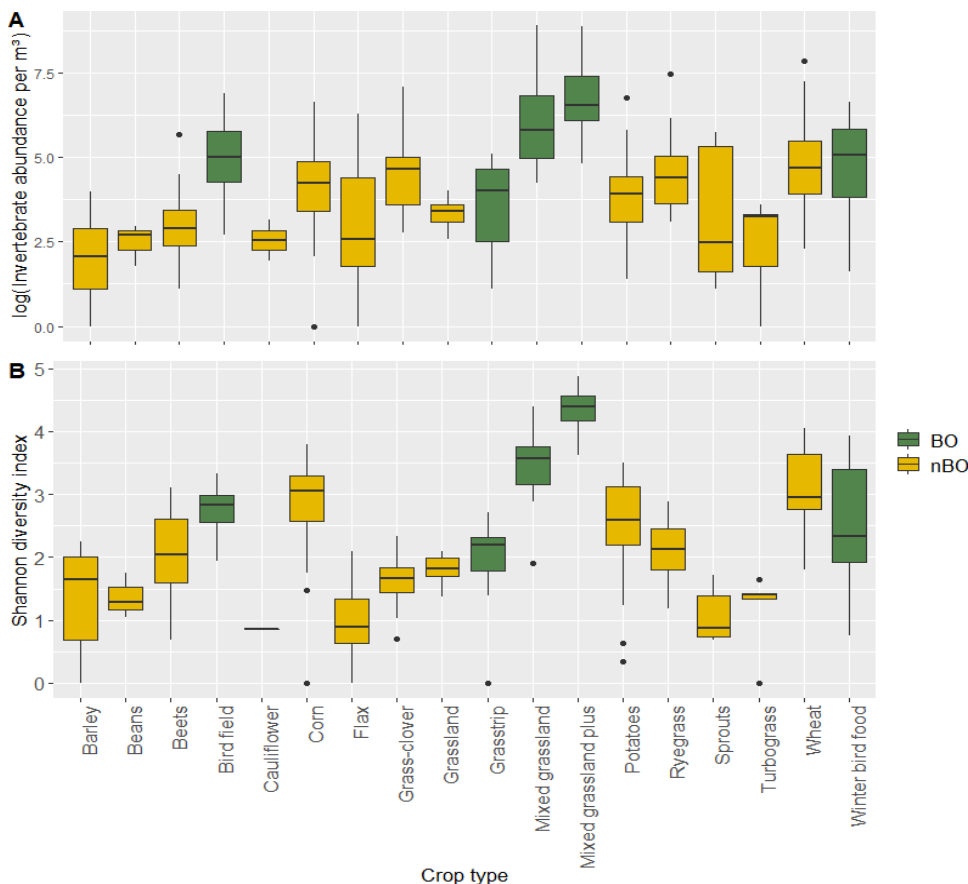
Tabel 13. Vier GLMMs waarbij het effect van onderzoeksgebied (De Moeren vs. Plateau Leefdaal) en beheerovereenkomst (nBO vs. BO) wordt weergegeven op abundantie (model 1 en 2) of diversiteit van invertebraten (model 3 en 4) per staalname (model 1 en 3) of staalnamepunt (model 2 en 4). Significante p-waarden worden weergegeven als volgt: $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**), $p < 0.001$ (***)

Model	N	Uitkomst variabele	Verklarende variabele	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
1.	66	Abundantie	Teelten (nBO)	-2.035834	0.217316	2.38e-09***
			De Moeren	0.5886	0.2243	0.00867**
2.	1320	Abundantie	Teelten (nBO)	-1.3381	0.2242	2.38e-09***
			Staalnamepunt	0.005092	0.006475	0.431620
			Teelt (nBO) x staalnamepunt	0.030671	0.009195	0.000851***
3.	66	Diversiteit (Shannon's index)	Teelt (nBO)	-0.17461	0.11729	0.137
			De Moeren	-0.01233	0.11688	0.916
4.	1320	Diversiteit (Shannon's index)	Teelt (nBO)	-0.3721993	0.0878773	2.28e-05***
			Staalnamepunt	0.0004657	0.0023385	0.842



			Teelt (nBO) x	-0.0021042	0.0037081	0.570
			Staalnamepunt			

De abundantie en diversiteit aan invertebraten wordt ook beïnvloed door vegetatietypes. In gemengde grasstroken ($\beta_1 = 4.6158$, $p = 2.01e-9$) en gemengde grasstroken plus ($\beta_1 = 5.2404$, $p = 1.05e-11$) komen meer invertebraten voor, in vergelijking met andere habitat types. Daarnaast is de diversiteit aan invertebraten in gemengde grasstroken ($\beta_2 = 0.91381$, $p = 0.000473$) en gemengde grasstroken plus ($\beta_2 = 1.13086$, $p = 1.18e-05$) hoger in vergelijking met andere habitattypes. Hoewel de abundantie aan invertebraten in vogelakkers en voedselgewassen lager is dan in gemengde grasstroken (plus), is de abundantie invertebraten in vogelakkers ($\beta_1 = 3.6994$, $p = 3.29e-05$) en winter voedselgewassen ($\beta_1 = 3.0973$, $p = 5.10e-15$) hoger dan in andere habitattypes. Echter, in deze habitattypes (vogelakker: $\beta_2 = 0.66555$, $p = 0.019569$; winter voedselgewas: $\beta_2 = 0.60775$, $p = 0.022987$) is de diversiteit aan invertebraten niet veel hoger dan in mais ($\beta_2 = 0.70824$, $p = 0.008406$) of granen ($\beta_2 = 0.78550$, $p = 0.002892$). Grasstroken (niet onder beheerovereenkomst) huisvesten een lagere abundantie invertebraten in vergelijking met andere beheerovereenkomsten ($\beta_1 = 2.2042$, $p = 0.016526$).



Figuur 18. Abundantie en diversiteit aan invertebraten in beheerovereenkomsten (BO, groen) en niet-beheerovereenkomsten (nBo, geel) in voor verschillende vegetatietypes. Boxplots stellen de range van



waarnemingen voor, met de mediaan als dikke zwarte lijn, en de 25% en 75% kwantielen als dunne box. De 90% range wordt voorgesteld door de dunne uitlopers en uitschieters worden voorgesteld door zwarte punten.

Tabel 14. Twee GLMMs waarbij het effect van teelt wordt weergegeven op abundantie (model 1) of diversiteit van invertebraten (model 2). Significante p-waarden worden weergegeven als volgt: $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**), $p < 0.001$ (***)

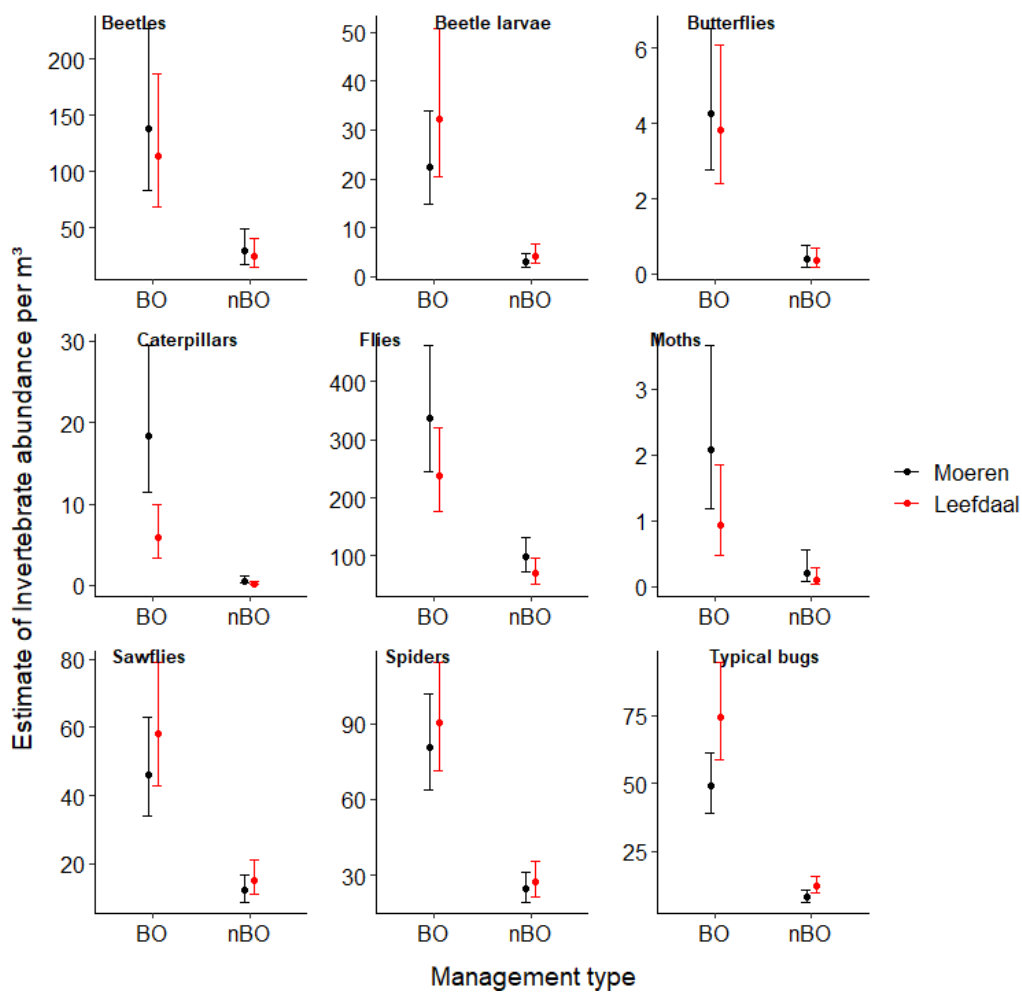
N	Uitkomst variabele	Verklarende variabele	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
331	Abundance	Beans	0.5523	1.0692	0.605475
		Beets	1.1100	0.6218	0.074209
		Bird field BO	3.6994	0.8909	3.29e-05 ***
		Cauliflower	0.6801	1.1560	0.556295
		Corn	2.7806	0.7920	0.000446 ***
		Flax	2.3409	0.9214	0.011068 *
		Grass-clover	3.2691	0.8910	0.000243 ***
		Grassland	1.4492	0.9658	0.133467
		Grass strip BO	2.2042	0.9195	0.016526 *
		Mixed grassland BO	4.6158	0.7697	2.01e-09 ***
		Mixed grassland plus BO	5.2404	0.7707	1.05e-11 ***
		Potatoes	2.2812	0.6569	0.0000515 ***
		Ryegrass	4.0834	1.1605	0.000434 ***
		Sprouts	2.1086	0.7798	0.009068 ***
		Turbograss	2.1086	1.3226	0.110855
		Wheat	3.1468	0.5285	2.62e-09 ***
		Winter bird food	3.0973	0.7646	5.10e-05 ***
331	Diversity (Shannon's index)	Beans	-0.02359	0.55127	0.965866
		Beets	0.37878	0.27891	0.174433
		Bird field BO	0.66555	0.28509	0.019569 *
		Cauliflower	-0.48953	0.80271	0.541691
		Corn	0.70824	0.26875	0.008406 **
		Flax	-0.34540	0.34512	0.316918
		Grass-clover	0.15422	0.30939	0.618156
		Grassland	0.25283	0.39022	0.517031
		Grass strip	0.32795	0.33346	0.325371
		Mixed grassland BO	0.91381	0.26141	0.000473 ***
		Mixed grassland plus	1.13086	0.25815	1.18e-05 ***
		Potatoes	0.56871	0.26818	0.033952 *
		Ryegrass	0.42182	0.29538	0.153277
		Sprouts	-0.25368	0.49407	0.607641
Turbograss	-0.18359	0.48127	0.702853		



		Wheat	0.78550	0.26368	0.002892 **
		Winter bird food	0.60775	0.26730	0.022987 *

4.2.3.2 Stapelvoedsel

Uit individuele analyses per taxon blijkt dat alle voor alle taxa die geselecteerd werden als mogelijke bron van stapelvoedsel beheerovereenkomsten positieve effecten hebben op de abundantie.



Figuur 19: Abundantie per taxon in beheerovereenkomsten (BO) en niet-beheerovereenkomsten (nBO) in De Moeren (zwart) en Plateau Leefdaal (rood). Zwarte en rode punten geven de geschatte waarde weer, en foutenbalken duiden de standaardfout aan.



Tabel 15. Individuele GLMM voor stapelvoedsel waarbij het effect van onderzoeksgebied (De Moeren vs. Plateau Leefdaal) en beheerovereenkomst (nBO vs. BO) wordt weergegeven. Significante p-waarden worden weergegeven als volgt: $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**), $p < 0.001$ (***)

Taxon	De Moeren vs. Plateau Leefdaal			nBO vs. BO		
	Estimate	Std. Error	Pr(> z)	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
Kevers	0.1937	0.2939	0.51	-1.5325	0.2939	1.85e-07 ***
Keverlarven	-0.3634	0.2644	0.169	-2.0389	0.2659	1.74e-14 ***
Vlinders	0.1032	0.3013	0.732	-2.4078	0.3649	4.15e-11 ***
Rupsen	1.1445	0.3460	0.000939 ***	-3.4829	0.4034	<2e-16 ***
Vliegen	0.3463	0.1819	0.0569	-1.2266	0.1820	1.57e-11 ***
Nachtvlinders	0.8077	0.43077	0.0608	-2.30021	0.53847	1.94e-05 ***
Netvleugeligen	-0.2296	0.1837	0.211	-1.3339	0.1839	4.05e-13 ***
Spinnen	-0.1138	0.1391	0.413	-1.1851	0.1392	<2e-16 ***
Wantsen	-0.4222	0.1415	0.00286 **	-1.7988	0.1426	<2e-16 ***

4.2.4 Discussie

In dit deel van de lokale monitoring werd onderzocht of beheerovereenkomsten een bijdrage kunnen leveren om lokale invertebratenpopulaties te ondersteunen. Door de abundantie en diversiteit aan ongewervelden te kwantificeren in beheerovereenkomsten en in de naburige teelten werd duidelijk dat de abundantie aan invertebraten significant hoger is in beheerovereenkomsten in vergelijking met de aanpalende teelten. Uit individuele analyses per taxon blijkt dat voor alle taxa, die geselecteerd werden als mogelijke bron van stapelvoedsel voor akkervogels, de abundantie significant hoger is dan in aanpalende teelten. Tijdens het verloop van de studie werd duidelijk dat ook sprinkhanen mogelijk een belangrijke rol spelen in de voedselbeschikbaarheid voor akkervogels. Dit kwam voort uit talrijke observaties van gele kwikstaart en veldleeuwerik die sprinkhanen als voedsel aanbrachten voor jongen. Sprinkhanen werden niet meegenomen in de analyses omdat zij in de eerste jaren van het onderzoek niet verzameld werden.

Algemeen kan gesteld worden dat de diversiteit aan invertebraten gelijkaardig is in het Plateau van Leefdaal en De Moeren. De abundantie aan invertebraten is echter hoger in Plateau Leefdaal dan in De Moeren. Er werd ook een duidelijk effect van vegetatietypes waargenomen. Zo zijn de abundantie en diversiteit aan invertebraten het hoogst in gemengde grasstroken en gemengde grasstroken plus in vergelijking met andere habitat types. Daarnaast zijn de abundantie aan invertebraten in vogelakkers en winter voedselgewassen lager dan in gemengde grasstroken en gemengde grasstroken plus, maar deze abundantie en diversiteit zijn nog steeds hoger dan in andere habitattypes (niet onder BO).

Onze resultaten bevestigen dat beheerovereenkomsten potentieel hebben om populaties invertebraten te ondersteunen. Beheerovereenkomsten herbergen een hoge structuurvariatie en een voldoende natuurlijke vegetatie die dient als voedselbron voor zowel herbivore en predatore invertebraten. Dit heeft aangetoonde



positieve invloeden op populaties van invertebraten (Batáry et al., 2010; Moorcroft et al., 2002; Whittingham et al., 2005). Eerder onderzoek toont aan dat de diversiteit aan invertebraten binnen wegbermen vergelijkbaar is met die binnen grasstroken (onder beheerovereenkomsten) (Kuiper, 2015).

De relatie tussen voedselbeschikbaarheid voor akkervogels en hun dieet is nog niet vaak onderzocht. Voorgaande morfologische en moleculaire studies tonen aan dat de meeste akkervogelsoorten vertrouwen op kevers (loopkevers en snuitkevers), wantsen, vliegen, spinnen of hooiwagens en vliesvleugeligen als stapelvoedsel (Holland et al., 2006). De vertaling hiervan naar de beschikbaarheid in het landschap is moeilijk door de verschillende methoden waarop dieet bij akkervogels wordt vastgesteld, zoals observaties, moleculaire analyses en krop-onderzoek. Daarenboven wordt vergelijkend onderzoek naar voedselbeschikbaarheid binnen en tussen studies vaak bemoeilijkt door verschillende samplingtechnieken, externe variabelen, zoals jaarlijkse populatieschommelingen in vegetatieontwikkeling, vegetatietypes, habitatcontext of andere omgevingsvariatie (Aebischer, 1991; Holland and Reynolds, 2003; Smith et al., 2009). Toch is er algemene consensus dat voedselbeschikbaarheid essentieel is voor zangvogels binnen het akkerlandschap omdat broedsucces verlaagt wanneer insectenabundantie afneemt door landbouwactiviteiten (Bradbury and Stoate, 2000; Brickle et al., 2000; Hart et al., 2006). Vooral het succesvol uitvliegen van jongen, vergroot wanneer beheerovereenkomsten toegepast worden in landbouwgebied. Soorten als geelgors, grauwe gors en veldleeuwerik lijken hiervoor intensief beroep te doen op gemengde grasstroken (of varianten daarop) om voedsel te vinden voor jongen (Brickle et al., 2000; Douglas et al., 2009; Morris et al., 2001). Hoewel deze beheerovereenkomsten interessante voedselbronnen zijn voor zangvogels, wordt ook aangetoond dat zij niet het juiste voedsel voorzien voor andere vogelsoorten, zoals patrijs die bloemrijke vegetaties verkiest (Buner et al., 2005; Richard et al., 2002).

We kunnen stellen dat de resultaten van deze studie in lijn liggen met voorgaande bevindingen. Verschillende typen beheerovereenkomsten dragen bij aan de ondersteuning van invertebratenpopulaties die essentieel zijn voor akkervogels tijdens het broedseizoen. Maar, naast de beschikbaarheid van voedsel, moeten akkervogels ook de mogelijkheid hebben om het voedsel te bereiken, zowel binnen een perceel als via de randen ervan. Vegetatiestructuur speelt hierin een belangrijke rol, zowel binnen teelten als binnen beheerovereenkomsten (Douglas et al., 2009). Een meer polvormige vegetatie heeft bijvoorbeeld niet enkel een positief effect op de invertebratendiversiteit, maar verhoogt doorgaans ook de toegankelijkheid van percelen (Vickery et al., 2009). Binnen beheerovereenkomsten, zoals grasstroken of voedselgewassen, waar voedselbeschikbaarheid doorgaans hoger is maar de toegankelijkheid niet altijd gegarandeerd wordt, zou de toegankelijkheid kunnen verhoogd worden door een deel van de grasstroken te maaien (cfr. gefaseerd maai-beheer) of graangewassen op een bredere rij-afstand in te zaaien (in bvb. voedselgewassen). Binnen teelten en beheerovereenkomsten grasstroken gebruiken akkervogels vaak rijsporen van landbouwmachines om invertebraten makkelijker te bereiken.



5 INDIVIDUELE MONITORING

5.1 TERRITORIA EN NESTLOCATIES

5.1.1 Inleiding

Intensiveringen in het landbouwlandschap hebben een gelijkaardige impact op zowel voedselvoorziening als nestgelegenheid. Terwijl schaalvergroting zorgt voor het verdwijnen van kleine landschapselementen en teeltvrije vegetaties op landschapsniveau, zorgt modernisering door sterk-groeiende gewassen, andere ploeg-maai-zaai momenten of het gebruik van herbiciden voor het verdwijnen van geschikte, veilige broedlocaties op perceelsniveau (Chamberlain et al., 2000; Morris et al., 2005; Stoate et al., 2001). Beheerovereenkomsten trachten daarom broedgelegenheid te creëren door de bescherming of aanleg van houtige landschapselementen en de aanleg en het onderhoud van gemengde grasstroken en andere semi-natuurlijke elementen (Pywell et al., 2011; Vickery et al., 2009).

Soorten die in het open veld broeden en verschillende broedpogingen per jaar ondernemen, zoals veldleeuwerik en gele kwikstaart, kunnen in in het najaar gezaaide teelten vaak geschikte broedlocaties vinden in het daarop volgende voorjaar. Later in het seizoen worden deze teelten (bvb. Wintertarwe) vaak te dens waardoor ze niet meer geschikt zijn als broedhabitat, of worden broedsels kwetsbaar voor vernieling tijdens de oogstperiode (Perkins et al., 2000). Gemengde grasstroken worden daarom vaak voorgesteld als een interessante beheerovereenkomst, omdat zij niet alleen de voedselvoorziening verhogen, maar ook omdat zij (vooral) later in het seizoen broedgelegenheid kunnen creëren voor akkervogels. Verschillende studies benadrukken dat de aanleg van gemengde grasstroken niet eenduidig positief is voor de creatie van broedgelegenheid voor openhabitat soorten. Door een te sterke vegetatieontwikkeling kunnen gemengde grasstroken ook dense vegetaties worden, wat hen ontoegankelijk maakt voor grondbroeders. Die toegankelijkheid kan dan weer bevorderd worden door de aanleg van een onbegroeide plot binnen de grasstroken of aangrenzende braakstroken of het aanleggen van lage/kortgemaaide stroken (Odderskær et al., 1997; Smith et al., 2009).

Bovenstaande suggereert dat een heterogene omgeving noodzakelijk is voor akkervogels tijdens het broedseizoen, zowel om voedselbeschikbaarheid te bevorderen, als om toegang tot broedgelegenheid te verlenen. In dit deel van het rapport wordt daarom onderzocht of beheerovereenkomsten een bijdrage kunnen leveren als geschikt broedhabitat. Voor de vier doelsoorten werd daarom onderzocht of beheerovereenkomsten geselecteerd worden binnen territoria, waar broedlocaties gelegen waren en wat het broedsucces was.

5.1.2 Methoden

5.1.2.1 Vaststellen van mogelijke territoria

Bepalingen van mogelijke territoria werden gebaseerd op MAS-tellingen die werden uitgevoerd in Plateau Leefdaal en De Moeren in 2018, 2019 en 2020. Tijdens deze tellingen, gebaseerd op de methoden van Meetnet

Agrarische Soorten (MAS), werden op observatiepunten (Plateau Leefdaal: 22 observatiepunten, De Moeren: 21 observatiepunten) waarnemingen genoteerd van de vier doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors, patrijs) gedurende twee telperiodes van vijf minuten. De telrondes werden in 2018, 2019 en 2020 zes keer per gebied uitgevoerd: vier tijdens de voorgeschreven telrondes (1 – 20 april; 21 april – 10 mei; 11 mei – 10 juni; 21 juni – 15 juli) en twee bijkomende telrondes (juli en augustus). Voor de start van elke telronde werd de volgorde van de observatiepunten gerandomiseerd. Elke waarneming bevatte informatie over het aantal geobserveerde individuen per soort en een broedcode (0: Niet plaatsgebonden, 1: volwassen in broedbiotoop, 2: paar in broedbiotoop, 3: territoriaal gedrag, 4: nest-indicerend gedrag, 5: nest). Observaties waarbij minstens een individu territoriaal gedrag vertoonde (broedcode 3 of hoger), werden gebruikt om een inschatting te maken van een territorium territoria (100% convex polygons). Deze MAS-tellingen werden aangevuld met observaties die bijna dagelijks (April-Juli 2018, 2019 en 2020) werden verzameld in de twee onderzoeksgebieden. Er dient rekening gehouden te worden met de mogelijkheid dat niet alle zangposten correct werden toegewezen aan individuen omdat zingende mannetjes niet altijd individueel herkend konden/kunnen worden.

5.1.2.2 Vaststellen van broedlocaties en ringwerk

Dezelfde MAS-observaties die gebruikt werden om mogelijke territoria vast te stellen werden ook geraadpleegd om mogelijk broedlocaties te vinden. Ze lieten toe om tijdens bijna-dagelijkse observaties het gedrag van individuen te bestuderen. Er dient wel opgemerkt te worden dat er mogelijke hiaten kunnen optreden bij deze twee telmethoden. Vooreerst zijn territoriaclusteringen gebaseerd op MAS-tellingen. Hierdoor is het mogelijk dat voor de beperkte delen van de onderzoeksgebieden zonder MAS-telpunt geen territoria werden berekend. Daarnaast werden nestlocaties voornamelijk gezocht op makkelijk toegankelijke locaties, nabij wegen of plaatsen waar men zich verdekt kon opstellen. Resultaten hieromtrent dienen dus met de nodige voorzichtigheid benaderd te worden.

Tijdens MAS-tellingen en bijna-dagelijkse observaties werd er specifiek gelet op locaties waar individuen in de vegetatie landden, van waaruit foerageervluchten vertrokken of waar er geland werd met nestmateriaal. Op deze manier werd het mogelijk om de nestlocaties van veldleeuwerik en gele kwikstaart te trianguleren. Na triangulatie van de geschatte nestlocatie werden de vegetaties voorzichtig afgezocht. Bij vondst van het nest werd deze locatie geregistreerd, evenals de timing binnen de broedcyclus (e.g. niet bezet nest, eieren, jongen). Indien jongen aanwezig waren, werd een poging ondernomen om het ouderpaar te vangen met behulp van een springnet (30x30cm) dat over het nest werd geplaatst. Om informatie te verkrijgen over mogelijke dispersie en overleving werden de jongen (en adulten) geringd en gekleurnd.

5.1.2.3 Habitatvoorkeur binnen territoria

Er werd eerst een habitatselectiemodel opgesteld voor de doelsoorten (veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs) in de twee onderzoeksgebieden. Deze analyse berekent enerzijds het aandeel van elk vegetatietype binnen een territorium en anderzijds het aandeel van elk habitattype binnen het onderzoeksgebied. Als de proportie van een habitattype (veel) groter is dan het aandeel van dit habitat in het onderzoeksgebied, dan is



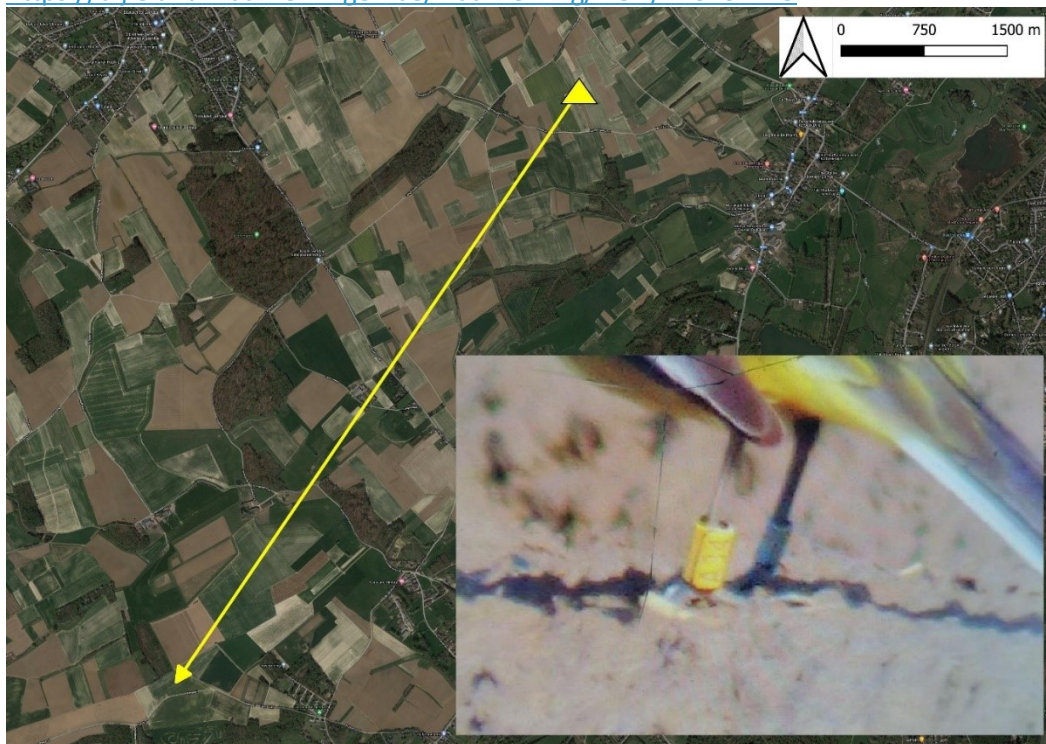
dit een aanwijzing dat de doelsoort dit type habitat mogelijks verkiest. Andersom als de proportie kleiner is dan de proportie van dit habitat binnen het onderzoeksgebied, dan mijdt de doelsoort mogelijks dit habitat.

5.1.3 Resultaten

5.1.3.1 Ringwerk

In dit onderzoek werden individuen geringd met een metalen ring volgens de voorgeschreven methoden van het Belgisch ringwerk. Tijdens de broedseizoenen van 2018, 2019 en 2020 werden in totaal 197 vogels geringd in het kader van dit onderzoek, waaronder 123 veldleeuwerik (27 Adult, 96 pulli), 74 gele kwikstaart (twee adulten, 72 pulli) en twee volgroeide Patrijzen. Er werden ook zoveel mogelijk individuen van de gekozen doelsoorten individueel gekleurmerkt (gekleurde ringen: geel met zwarte inscriptie, of blauw met witte inscriptie). In totaal werden 115 veldleeuweriken, 63 gele kwikstaarten en twee patrijzen voorzien van een kleurring.

Plaatstroutheid van individuen in de onderzoeksgebieden, tussen verschillende jaren, was laag. Ondanks vele inspanningen werd slechts één individu in één van de opeenvolgende jaren geobserveerd. Het betrof een gele kwikstaart met Kleurringnummer A34. Dit individu werd op 7 juni 2019 geringd als nestjong op het Plateau Leefdaal en werd op 6 juni 2021 buiten het onderzoeksgebied (ter hoogte van Camping Bergendal; vier kilometer van de ringplek) geobserveerd. [Link naar de observatie:](https://dijleland.waarnemingen.be/waarneming/view/216404745)

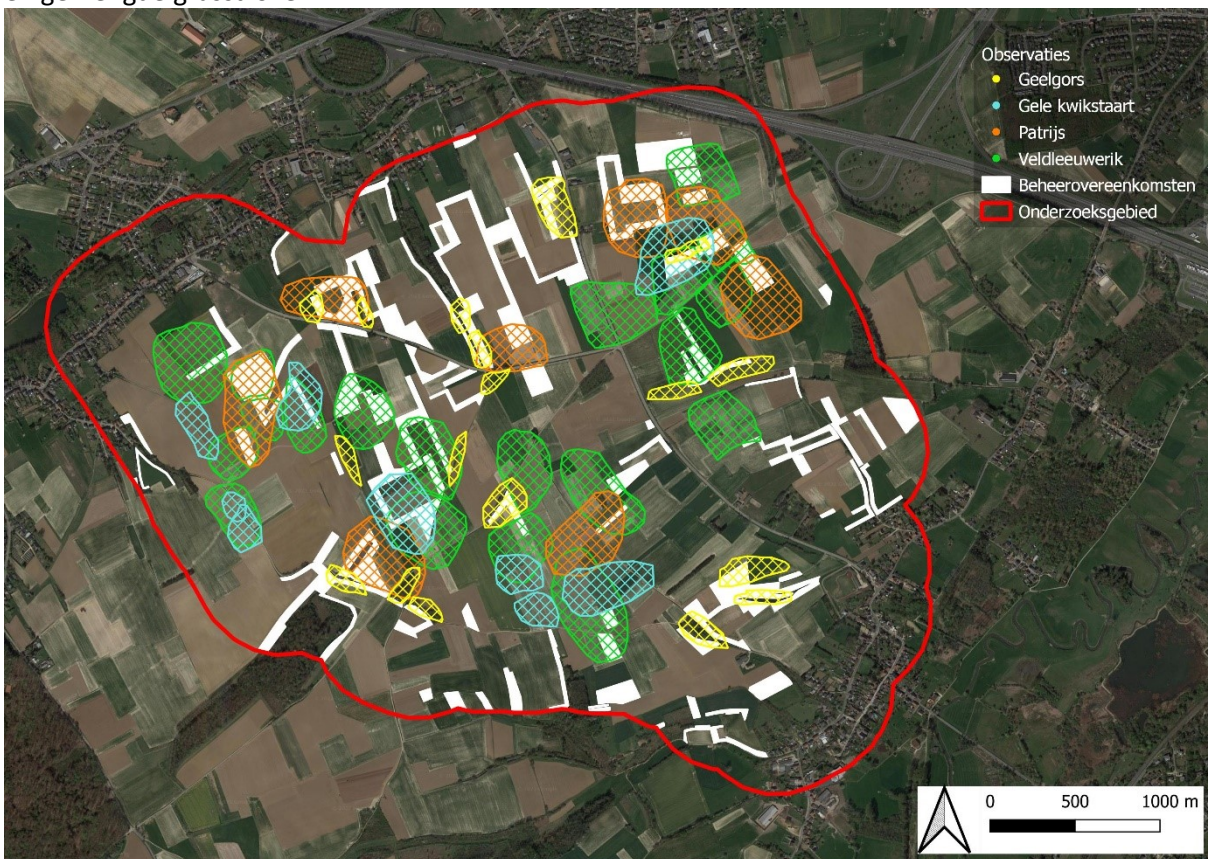


Figuur 20: Gekleurde gele kwikstaart A34. Foto Niels Ryckeboer.

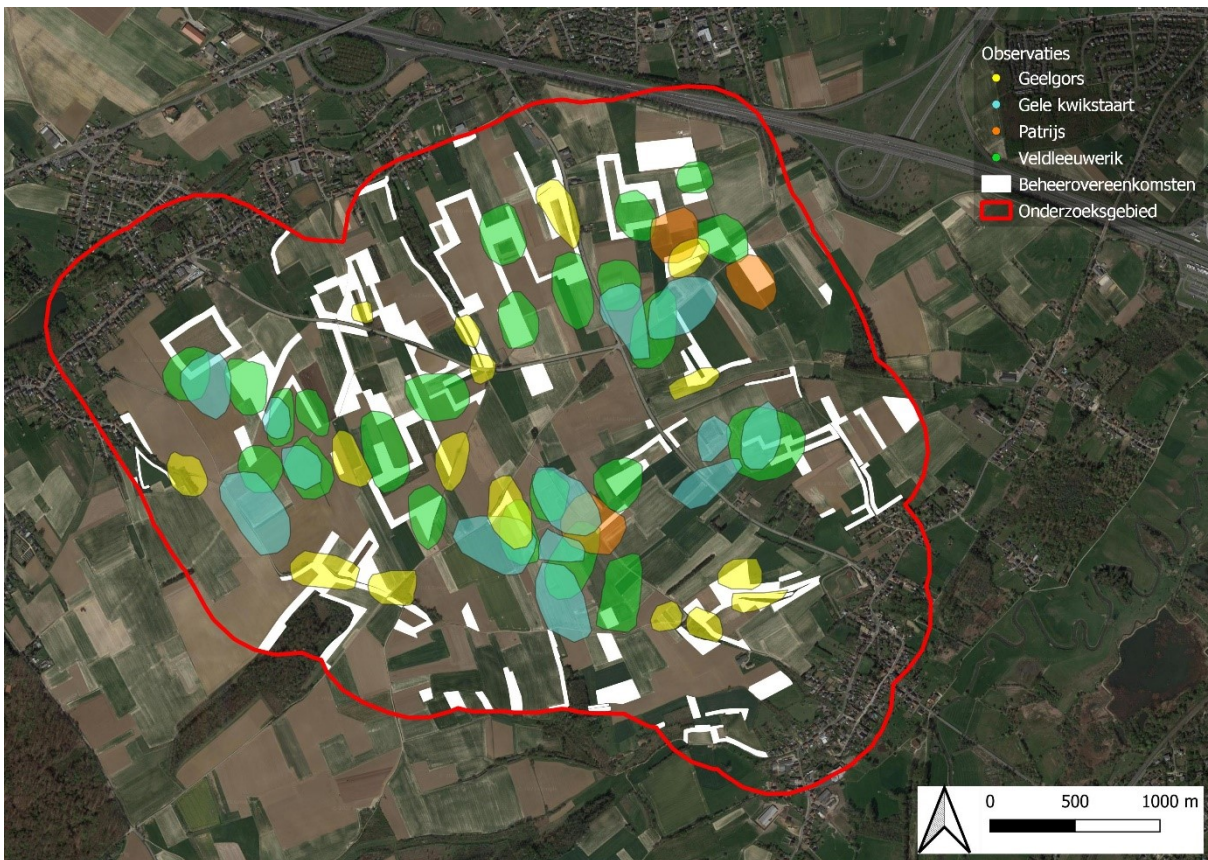
5.1.3.2 Habitatvoorkeur binnen territoria

5.1.3.2.1 Plateau Leefdaal

In Plateau Leefdaal beslaan granen (45%) en maïs (18%) een groot deel van de oppervlakte van het onderzoeksgebied. Grote delen van de territoria van veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs lijken daardoor dit habitattype te bevatten. Veldleeuwerik verkiest faunamengsels en groententeelten en lijkt grassen en bomen en houtkanten te vermijden. Geelgors heeft een duidelijke voorkeur voor groententeelten, gemengde grasstroken en de aanwezigheid van bomen en hagen/heggen. Territoria van gele kwikstaart proportioneel veel teelten van aardappel en groenten. Verder lijkt gele kwikstaart andere teelten te vermijden in zijn territorium. Patrijs heeft een duidelijke voorkeur voor grassen (niet beheerovereenkomst) en percelen met faunamengels en gemengde grasstroken.



Figuur 21: Territoria van de gekarteerde doelsoorten in Plateau Leefdaal in 2019.

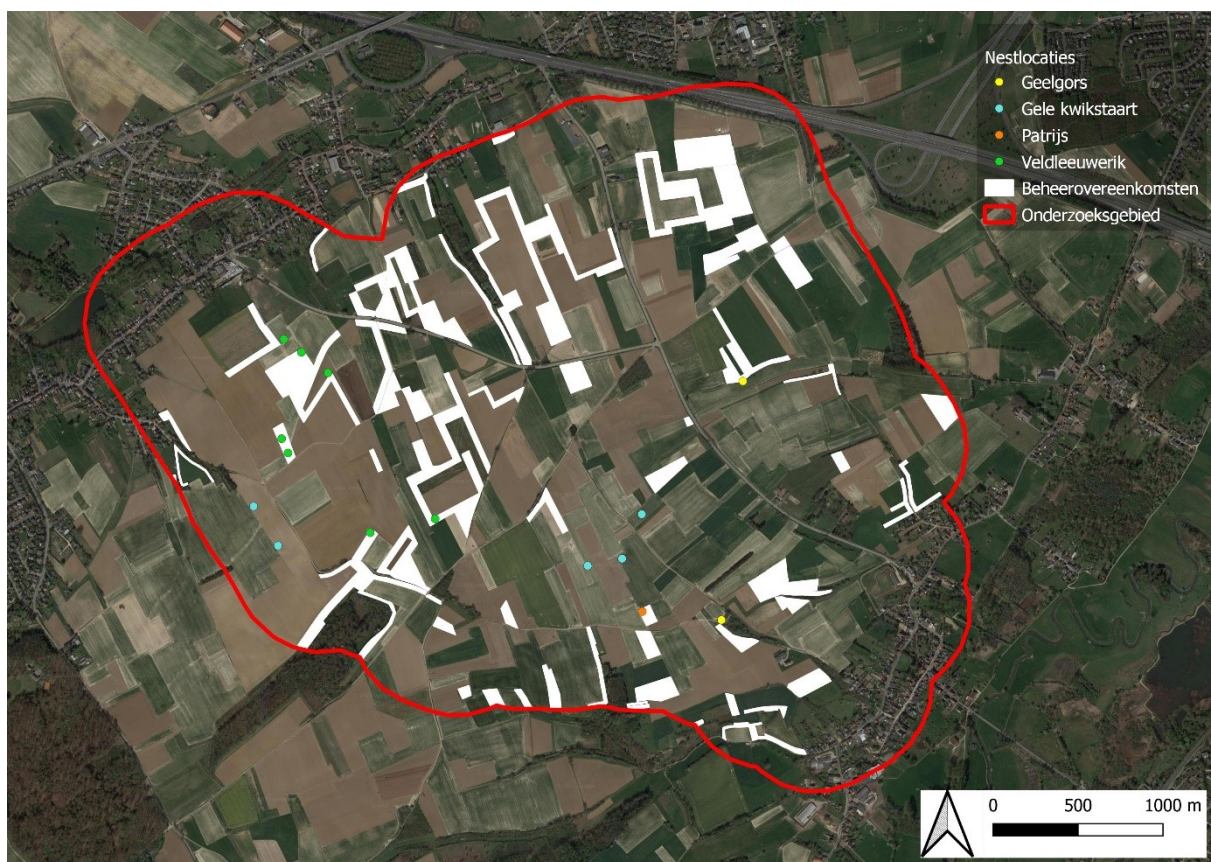


Figuur 22: Territoria van de gekarteerde doelsoorten in Plateau Leefdaal in 2020.

Tabel 16: Habitatselectie van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in Plateau Leefdaal, voorgesteld als de oppervlakte (%) beschikbaar habitat t.o.v. de oppervlakte (%) gebruikt habitat binnen het territorium.

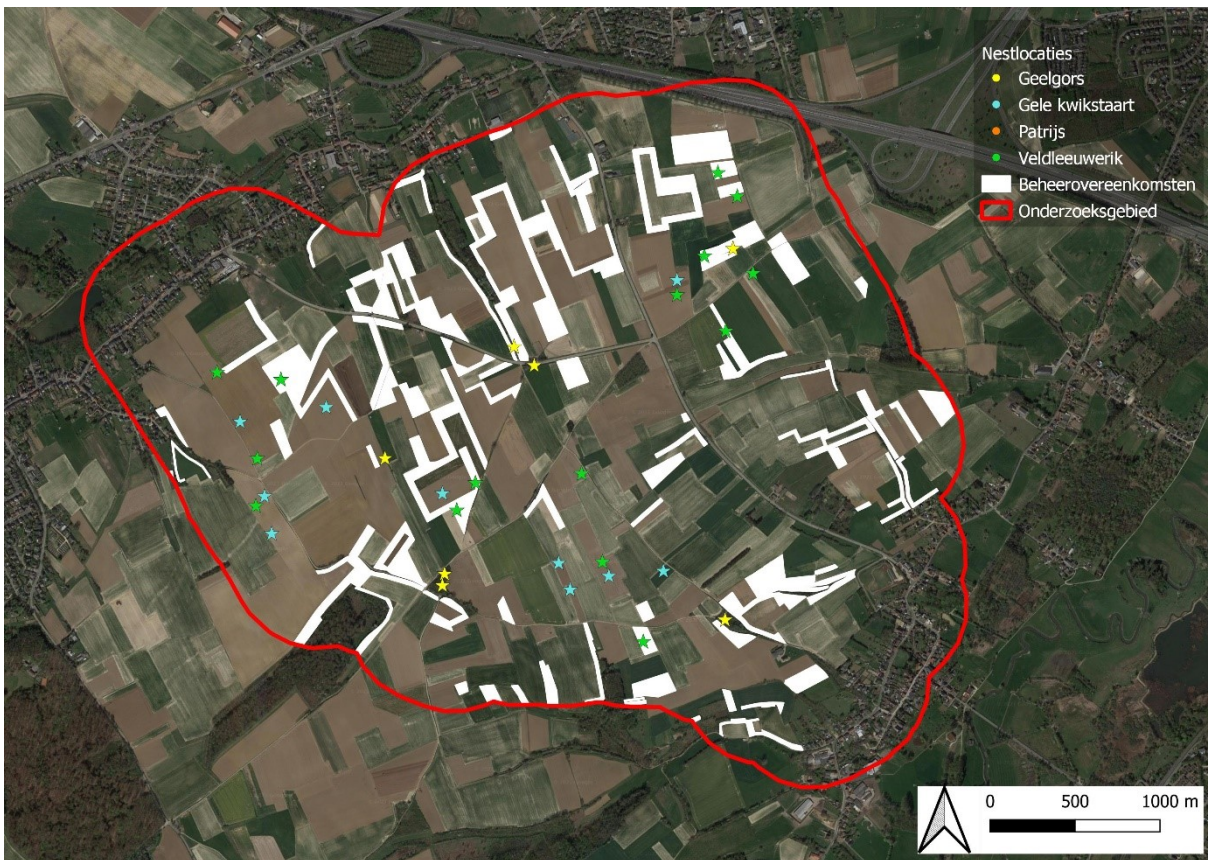
<i>teelt</i>	<i>oppervlakte</i>	<i>veldleeuwerik</i>	<i>geelgors</i>	<i>gele Kwik</i>	<i>patrijs</i>
<i>granen</i>	<i>45.28</i>	<i>54.63</i>	<i>51.43</i>	<i>48.88</i>	<i>32.55</i>
<i>mais</i>	<i>18.38</i>	<i>16.53</i>	<i>8.90</i>	<i>26.38</i>	<i>16.37</i>
<i>aardappel</i>	<i>9.80</i>	<i>5.75</i>	<i>4.54</i>	<i>8.26</i>	<i>6.07</i>
<i>gras niet bo</i>	<i>8.39</i>	<i>3.33</i>	<i>5.24</i>	<i>0.69</i>	<i>14.36</i>
<i>groenten</i>	<i>7.66</i>	<i>8.17</i>	<i>10.75</i>	<i>10.96</i>	<i>4.15</i>
<i>faunamengsel bo</i>	<i>5.52</i>	<i>7.71</i>	<i>4.15</i>	<i>2.16</i>	<i>12.63</i>
<i>gemengde grasstrook bo</i>	<i>4.25</i>	<i>3.88</i>	<i>13.91</i>	<i>2.67</i>	<i>13.10</i>

<i>teelt</i>	<i>oppervlakte</i>	<i>veldleeuwerik</i>	<i>geelgors</i>	<i>gele Kwik</i>	<i>patrijs</i>
<i>infrastructuur</i>	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>bomen</i>	0.15	0.00	0.68	0.00	0.75
<i>KLEs</i>	0.07	0.00	0.41	0.00	0.00



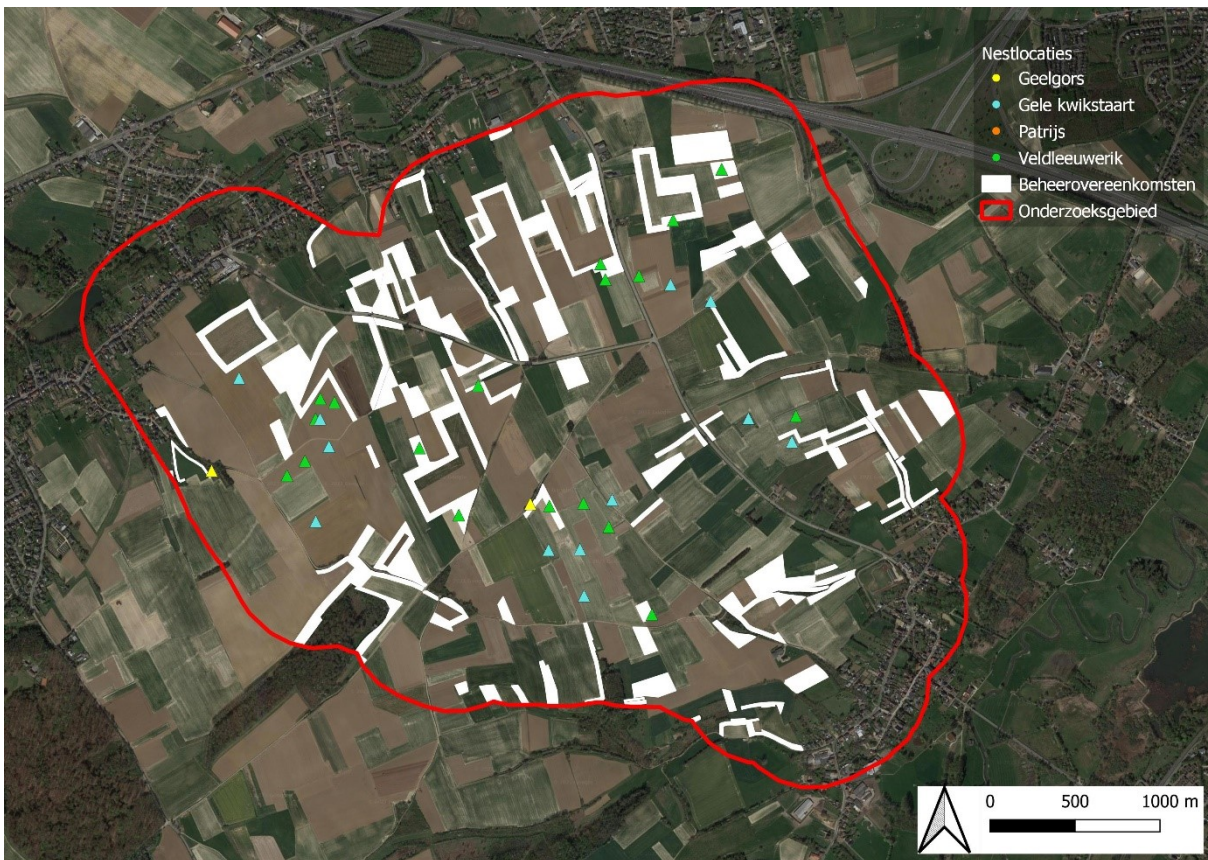
Figuur 23: Gevonden nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in Plateau Leefdaal in 2018.





Figuur 24: Gevonden nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in Plateau Leefdaal in 2019.





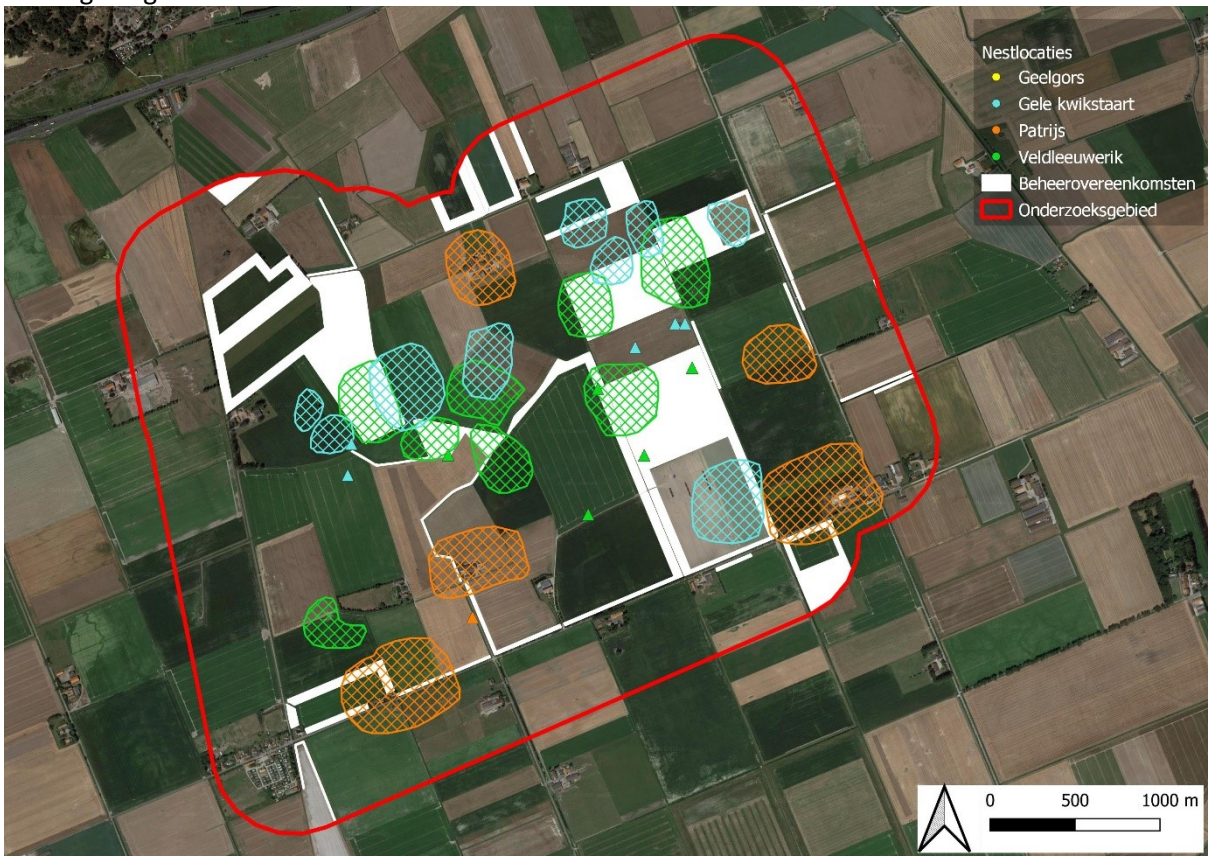
Figuur 25: Nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in Plateau Leefdaal in 2020.

Tabel 17: Verspreiding van gelokaliseerde nesten van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in Plateau Leefdaal, voorgesteld als het totaal aantal vastgestelde nesten in 2019 en 2020.

teelt	veldleeuwerik	gele kwikstaart	geelgors	Kievit
granen	19	15	1	0
gemengde grasstrook bo	4	0	1	0
groenten	3	2	0	1
aardappel	2	4	0	0
faunamengsel bo	2	0	0	0
gras niet bo	2	0	0	0
mais	1	0	0	5

5.1.3.2.2 De Moeren

In De Moeren beslaan granen (38%), maïs (16%) en grassen (niet beheerovereenkomsten; 14%) het grootste deel van de oppervlakte van het onderzoeksgebied. Grote delen van de territoria van veldleeuwerik, geelgors en patrijs lijken daardoor dit habitattype te bevatten. Veldleeuwerik verkiest faunamengsels en gemengde grasstroken en lijkt bomen en houtkanten te vermijden. Territoria van gele kwikstaart bevatten proportioneel veel granen en gemengde grasstroken. Verder lijkt gele kwikstaart andere teelten te vermijden in zijn territorium. Patrijs heeft een duidelijke voorkeur voor maïs, grassen (niet beheerovereenkomst) houtkanten en de omgeving van infrastructuur.



Figuur 26: Territoria van de gekarteerde doelsoorten in De Moeren in 2019.



Figuur 27: Territoria van de gekarteerde doelsoorten in De Moeren in 2020.

Tabel 18: Habitatselectie van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in De Moeren, voorgesteld als de oppervlakte (%) beschikbaar habitat t.o.v. de oppervlakte (%) gebruikt habitat binnen het territorium.

<i>teelt</i>	<i>oppervlakte</i>	<i>veldleeuwerik</i>	<i>Gele Kwik</i>	<i>patrijs</i>
<i>granen</i>	38.42	35.33	52.17	25.51
<i>mais</i>	16.75	8.97	14.34	31.30
<i>gras niet bo</i>	14.41	13.20	14.58	18.50
<i>gemengde grasstrook bo</i>	9.34	29.41	14.37	3.78
<i>groenten</i>	7.55	2.19	0.23	2.96
<i>aardappel</i>	6.14	0.00	1.86	3.11
<i>infrastructuur</i>	3.20	0.41	0.99	10.86
<i>peulen</i>	1.37	0.00	0.00	0.00

<i>teelt</i>	<i>oppervlakte</i>	<i>veldleeuwerik</i>	<i>Gele Kwik</i>	<i>patrijs</i>
<i>faunamengsel BO</i>	<i>1.24</i>	<i>8.27</i>	<i>0.18</i>	<i>0.00</i>
<i>riet</i>	<i>1.13</i>	<i>2.22</i>	<i>1.26</i>	<i>1.93</i>
<i>KLEs</i>	<i>0.29</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	<i>1.94</i>
<i>bomen</i>	<i>0.17</i>	<i>0.00</i>	<i>0.02</i>	<i>0.11</i>

Tabel 19: Verspreiding van gelocaliseerde nestlocaties van vier doelsoorten (veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart en patrijs) in De Moeren, voorgesteld als het totaal aantal vastgestelde nesten in 2019 en 2020.

<i>teelt</i>	<i>veldleeuwerik</i>	<i>gele kwikstaart</i>	<i>patrijs</i>
<i>gemengde grasstrook bo</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>granen</i>	<i>2</i>	<i>9</i>	<i>0</i>
<i>gras niet bo</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>2</i>
<i>faunamengsel BO</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
<i>mais</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>
<i>aardappel</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>0</i>





Figuur 28: Gelocaliseerde nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in De Moeren in 2018.



Figuur 29: Gelocaliseerde nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in De Moeren in 2019.



Figuur 30: Gelocaliseerde nestlocaties van de gekarteerde doelsoorten in De Moeren in 2020.

5.1.3.3 Situering nestlocaties en broedsucces

5.1.3.3.1 Veldleeuwerik

Veldleeuwerik bezet ongeveer tien territoria in De Moeren en 20 territoria in Plateau Leefdaal (Tabel 21). Om verstoring van de nesten te vermijden werden enkele moeilijk-te-vinden nesten niet gelocaliseerd. Bij deze nesten werden wel de foerageervluchten gemonitord.

Ongeveer 50% van de nesten van veldleeuwerik worden teruggevonden in beheerovereenkomsten. Gevonden nesten, zowel in beheerovereenkomsten als niet-beheerovereenkomsten, zijn meestal gelegen in de nabijheid van lokale depressies waar gewassen minder ontwikkeld zijn. Leeuweriken landen in deze slecht-ontwikkelde gewassen of sproeisporen en lopen van daaruit verder naar het nest. Vroeg in het broedseizoen lijken nesten hoofdzakelijk gelegen te zijn in wintertarwe. De nesten in de graanakkers waren altijd gelegen in een kommetje van pollen. De pollen vormden een hoefijzervorm waarbij de jongen langs achter beschermd zijn. Later in het broedseizoen (mei/juni) worden nesten hoofdzakelijk gevonden in beheerovereenkomsten zoals luzerne of gemengde grasstroken. Ook in de gemengde grasstroken met nesten was de vegetatie slecht ontwikkeld. Van



de gevonden nesten ligt het jaarlijkse broedsucces (i.e. succes indien duidelijke signalen worden waargenomen dat jongen zijn uitgelopen) tussen 70% en 100%. Vastgestelde falings van nesten betreft: predatie eieren (2), predatie jongen (2), predatie adult (1), landbouwactiviteiten (x), onbekende redenen (3).

Tabel 21: Overzicht van territoria en broedgevallen veldleeuwerik.

veldleeuwerik	Plateau Leefdaal		De Moeren	
	2019	2020	2019	2020
Territoria	20	22	9	10
Nesten	15	18	3	5
Gevonden nesten	13	15	1	3
Broedsucces	11/15	13/18	3/3	5/5
Habitat	Wintertarwe (6) Maïs (1) Zomertarwe (4) Haver (1) Luzerne (1) G. Grasstrook (2)	Wintertarwe (4) Zomertarwe (9) Haver (1) G. grasstrook (3) G. grasstrook plus (1)	Raaigras (1), zomertarwe (1) en gemengde grasstrook (1)	Aardappelen (1), luzerne (1) en gemengde grasstrook (3)
Foerageervluchten	5-8 min	4-8 min	5-10 min	4-8 min

Tabel 22: Gedetailleerde informatie van foerageervluchten veldleeuwerik broedseizoen 2019.

Plateau Leefdaal (per nest)	Foerageertijd	Foerageerafstand	De Moeren (per nest)	Foerageertijd	Foerageerafstand
1	/	/	1	5-7 min	150 m
2	5-6 min	80 m	2	5-8 min	150 m
3	5-6 min	75 m	3	/	/
4	/	/			
5	4-5 min	50 m			
6	/	/			
7	5-7 min	84 m			
8	5-7 min	65 m			
9	5-6 min	120 m			
10	4-5 min	150 m			
11	3-4 min	70 m			
12	4-5 min	100 m			
13	6-7 min	250 m			
14	3-5 min	50 m			
15	/	/			



Tabel 23: Gedetailleerde informatie van foerageervluchten veldleeuwerik broedseizoen 2020.

Plateau Leefdaal (per nest)	Foerageertijd	Foerageerafstand	De Moeren (per nest)	Foerageertijd	Foerageerafstand
1	5-6 min	100m	1	4-6 min	200m
2	5-6 min	70m	2	5-7 min	100m
3	/	/	3	4-8 min	50m
4	6-7 min	150m	4	4-6 min	200m
5	4-6 min	100m	5	5-8 min	300m
6	/	/			
7	6-7 min	125m			
8	6-7 min	80m			
9	4-7 min	150m			
10	4-6 min	110m			
11	4-6 min	120m			
12	3-7 min	150m			
13	/	/			
14	6-7 min	40m			
15	7-8 min	50m			
16	6-7 min	60m			
17	4-6 min	70m			
18	4-5 min	80m			

5.1.3.3.2 Gele kwikstaart

Gele kwikstaart bezet ongeveer tien territoria in De Moeren en in Plateau Leefdaal (Tabel 24). Nesten van gele kwikstaart werden bijna uitsluitend gevonden in niet-beheerovereenkomsten. Hierbij werd geen duidelijke associatie vastgesteld tussen de nestlocatie en zones met minder-ontwikkelde gewassen. Vroeg in het broedseizoen lijken nesten hoofdzakelijk gelegen te zijn in wintertarwe. Later in het broedseizoen worden nesten hoofdzakelijk gevonden in percelen met aardappelen of bieten. Door de verstoringsgevoeligheid van deze nesten, werd geen broedsucces gemonitord.

In 2019 werden foerageervluchten van enkele individuen opgevolgd met behulp van radiotelemetrie. Het gebruik van deze techniek bleek echter overbodig daar foerageervluchten van individuen eenvoudig visueel opgevolgd konden worden. Foerageervluchten werden per nest één uur per dag geobserveerd. Minimum en maximumtijden worden gerapporteerd.

Adulten vlogen rechtlijnig tussen broedgebied en foerageergebied waarbij zij tientallen – tot honderden meters van het nest foerageerden, vaak op kleine agrarische wegen van waaruit ze insecten in de wegberm konden wegplukken. Ook werd er regelmatig in percelen met maïs gevoerageerd. Observaties nabij nesten tonen aan dat het aangedragen voedsel van gele kwikstaart zeer gevarieerd is. Vroeg in het broedseizoen worden



hoofdzakelijk vliegen en zweefvliegen aangebracht, later in het broedseizoen wordt overgeschakeld op sprinkhanen.

Tabel 24: Overzicht van territoria en broedgevallen gele kwikstaart

gele kwikstaart	Plateau Leefdaal		De Moeren	
	2019	2020	2019	2020
Territoria	9	13	9	10
Nesten	10	12	8	5
Gevonden nesten	6	6	4	3
Habitat	Wintertarwe (7) Aardappelen (2) Bieten (1)	Wintertarwe (7) Aardappelen (3) Zomertarwe (2)	Wintertarwe (1) Aardappelen (7)	Wintertarwe (3) Aardappelen (2)
Foerageervluchten	3-8 min	3-10 min	6-9 min	4-7 min
Voedsel	Vliegen Zweefvliegen Rupsen Sprinkhanen	Vliegen Zweefvliegen Rupsen Sprinkhanen	Zweefvliegen Rupsen Sprinkhanen	Zweefvliegen Rupsen Sprinkhanen

*Aangebracht voedsel is afhankelijk van de periode binnen het broedseizoen. Vroeg in het seizoen worden er meer maartse vliegen en dergelijke aangebracht. Terwijl later op het seizoen worden er vaker sprinkhanen aangebracht.

Tabel 25: Gedetailleerde informatie van foerageervluchten gele kwikstaart broedseizoen 2019

Leefdaal	Foerageer afstand	Foerageer tijd	Foerageerhabitat	De Moeren	Foerageer afstand	Foerageer tijd	Foerageerhabitat
1	30 m	3-5 min	Zandweg met gras	1	480 m	6-7 min	Mais
2	200 m	5-7 min	Zandweg met gras	2	400 m	8-9 min	Zandweg met gras
3	30 m	3-4 min	Zandweg met gras	3	440 m	6-7 min	Raaigras of vogelakker
4	125 m	4-5 min	Mais of koolzaad	4		/	
5	125 m	4-5 min	Mais	5	700 m	5-6 min	Bieten
6	250 m	7-8 min	Mais of grasstrook	6		/	
7	1000 m	8-9 min	Mais	7	100 m	5-7 min	Vogelakker
8	80 m	5-6 min	Mais	8	200 m	5-6 min	Vogelakker
9		/					
10	370 m	7-8 min	Mais				

Tabel 26: Gedetailleerde informatie van foerageervluchten gele kwikstaart broedseizoen 2020

Leefdaal	Foerageerafstand	Foerageertijd	Foerageerhabitat	De Moeren	Foerageerafstand	Foerageertijd	Foerageerhabitat
1	/	/	/	1	200m	5-7 min	Vogelakker
2	/	/	/	2	220m	7 min	Zandweg met gras of vogelakker
3	330m	8-10 min	Zandweg of mais	3	180m	4-6 min	Vogelakker
4	250m	5-6 min	Verharde weg of bieten	4	100m	3-5 min	Grasweg of aardappelen
5	/	/	/	5	100m	3-6 min	Grasweg of aardappelen
6	/	/	/				
7	400m	7 min	Maïs of zandweg				
8	100m	5-6 min	Grasstrook BO of aardappelen				
9	100m	5-6 min	Grasstrook BO of aardappelen				
10	450m	5-6 min	Grasstrook BO of zandweg				
11		*					
12		*					
Gem.	271m	6-7 min			160m	5-6 min	

5.1.3.3.3 Geelgors

Geelgors komt enkel voor in Plateau Leefdaal en bezet er ongeveer 16 territoria. In De Moeren is geelgors afwezig, mogelijks door een gebrek aan haagkanten en struiken. Er werden geen nesten gevonden. Wel zijn er indicaties dat hagen gebruikt werden als nestlocatie, waarbij foeragerende adulten geobserveerd werden. Foerageerlocaties bestonden uit ruigtes naast wegen en akkerranden, vaak op de grens tussen kruidenrijke beheerovereenkomsten en slecht-ontwikkelde teelten.

Tabel 27: Overzicht van territoria en broedgevallen geelgors

geelgors	Plateau Leefdaal	
	2019	2020
Aantal territoria	17	16
Aantal nesten	7	2
Gelocaliseerde nesten	0	0
Nestlocatie	Haagkanten	Haagkanten
Foerageervluchten	5-8 min	5-7 min

5.1.3.3.4 Patrijs

Het aantal territoria van patrijs in Plateau Leefdaal is variabel (3-8 territoria) en is stabiel in De Moeren (3-4 territoria) (Tabel 28). Observaties van patrijs gebeuren hoofdzakelijk aan het begin en op het einde van het broedseizoen, mogelijk door de afwezigheid van hoge gewassen in die periode. Er werden geen nesten gevonden, wel werden enkele koppels met jongen geobserveerd. In Plateau Leefdaal werd één koppel gevonden met jongen in een gedorst perceel graan waarbij de jongen in de beheerovereenkomst gingen schuilen. In De Moeren werden in totaal drie koppels aangetroffen met volgroeide jongen. In beide gebieden werden er tijdens het broedseizoen van 2020 minder patrijzen waargenomen dan de jaren voordien.

Bij deze resultaten dient opgemerkt te worden dat klassieke broedvogelmonitoring methoden en MAS, zoals uitgevoerd in deze studie, niet effectief zijn om patrijs te monitoren. Avond-luistersessies zijn nodig om een goed beeld te krijgen van het aantal territoria. Daarnaast zijn er ook tekenen dat tijdens het onderzoek patrijs werd uitgezet op een niet-legale wijze in Plateau Leefdaal (zie verder). Dit kan ook een vertekend beeld geven hebben over de populatiegrootte patrijs.

Voor het broedseizoen van 2020 werden pogingen ondernomen om patrijzen te vangen in Plateau Leefdaal. Een eerste poging vond plaats wanneer er zich een groep van ongeveer 35 exemplaren vormde op plateau Plateau Leefdaal, helaas zonder succes. Tijdens een tweede poging werd één koppel gevangen en uitgerust met een radiozender. Het vrouwtje werd twee dagen na vrijlating gepredeerd. Het mannetje werd na verwoede zoekpogingen niet meer gevonden.

Er dient opgemerkt te worden dat er een opvallend verschil is in de aanwezigheid van patrijs tijdens de winter- en zomermaanden. In de wintermaanden werd frequent een groep van 35 individuen waargenomen in Plateau Leefdaal. Deze waren later ook aan het baltsen. Nadien is deze groep uit elkaar gevallen en resulteerde dit niet in een hoger aantal koppel tijdens het broedseizoen.

Tabel 28: Overzicht van territoria en broedgevallen patrijs

patrijs	Plateau Leefdaal		De Moeren	
	2019	2020	2019	2020
Aantal territoria	8	3	4	3
Aantal gevonden nesten	/	/	2	1
Nestlocatie	/	/	/	/
Aantal waargenomen juvenielen	/	/	1 & 5	4



5.1.4 Discussie

In deze individuele monitoring werd onderzocht welke bijdrage beheerovereenkomsten kunnen leveren als geschikt broedhabitat voor de vier doelsoorten van deze studie. Er werd daarom onderzocht of beheerovereenkomsten geselecteerd worden binnen territoria, waar broedlocaties gelegen zijn en wat het broedsucces was. De resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid benaderd worden omdat gebiedsdekkende inventarisering niet realistisch was. Vooreerst zijn territoriaclusteringen gebaseerd op MAS-tellingen. Hierdoor is het mogelijk dat voor de beperkte delen van de onderzoeksgebieden zonder MAS-telpunt geen territoria werden berekend, zoals bijvoorbeeld de noord-westelijke hoek van De Moeren. Daarnaast werden nestlocaties voornamelijk gezocht op makkelijk-toegankelijke locaties, nabij wegen of plaatsen waar men zich verdekt kon opstellen. Niet alle nesten werden dus gevonden.

Uit territoriumkarteringen blijkt dat grote delen van de territoria van veldleeuwerik, geelgors en patrijs granen en maïs bevatten (dominante vegetaties binnen de onderzoeksgebieden). Veldleeuwerik lijkt bovendien faunamengsels, gemengde grasstroken en groententeelten te selecteren terwijl bomen en houtkanten vermeden worden. Gele kwikstaart heeft ook een duidelijke voorkeur voor granen, aardappelen- en groententeelten en gemengde grasstroken terwijl geelgors een duidelijke voorkeur heeft voor groententeelten, gemengde grasstroken en de aanwezigheid van bomen en hagen. De habitatselectie binnen territoria van patrijs is minder duidelijk en bevatten grassen (niet beheerovereenkomst), maïs, percelen met faunamengels en gemengde grasstroken in de omgeving van infrastructuur.

In het geval van veldleeuwerik werden ongeveer 50% van de nesten teruggevonden in beheerovereenkomsten, meestal in de nabijheid van minder ontwikkelde vegetaties, e.g. depressies of bandensporen. Vroeg in het broedseizoen lijken nesten hoofdzakelijk gelegen te zijn in zomer- of wintertarwe. Later in het broedseizoen (mei/juni) worden nesten hoofdzakelijk gevonden in beheerovereenkomsten, zoals luzerne of gemengde grasstroken. Ook wanneer nesten gelegen waren in gemengde grasstroken was de vegetatie slecht ontwikkeld. Vanuit broedlocaties was de gemiddelde foerageer afstand 50-300m. Het broedsucces in 2019 en 2020 was ongeveer 70%.

Verwijzend naar de regionale en lokale analyses, blijkt dat de aanwezigheid van veldleeuwerik positief wordt beïnvloed door de aanwezigheid van beheerovereenkomsten. Zowel de oppervlakte van percelen als het ontwikkelingsstadium van teelten heeft een aangetoond effect op de verdeling van territoria binnen onderzoeksgebieden tijdens het broedseizoen (Chamberlain and Gregory, 1999; Donald and Vickery, 2000).

Hoewel 50% van de nestlocaties van veldleeuwerik zich in beheerovereenkomsten bevonden, bevestigt de habitatassociatie binnen territoria niet dat er een absolute voorkeur is voor beheerovereenkomsten. Deze resultaten lijken in overeenstemming met andere studies waarin gevonden werd dat een hogere densiteit aan veldleeuwerik gevonden werd in gebieden met beheerovereenkomsten (van 't Westeinde et al., 2022). Daarenboven worden veldleeuweriken in andere studies ook vaak geobserveerd in akkerranden die in onze studie overeen kunnen komen met beheerovereenkomsten gemengde grasstroken, vegetaties waarin veldleeuwerik een hogere densiteit aan voedsel vindt (Ottens et al., 2013). In hoeverre deze beheerovereenkomsten ook bijdragen als geschikt broedhabitat of het broedsucces bevorderen is niet duidelijk.



In analogie met voorgaande studies (Kuiper, 2015; Wiersma et al., 2014) werden nesten eerst gevonden in granen. Granen zijn vroeg in het seizoen (tot juni/juli) nog minder ontwikkeld, en toegankelijker voor veldleeuwerik. In tegenstelling tot voorgaande studies (Ottens et al., 2013; Wiersma et al., 2014), broedden veldleeuweriken in onze studie niet in intensief grasland, maar zochten zij hun toevlucht in beheerovereenkomsten luzerne of gemengde grasstroken. Deze hebben geen maaibeurten met een kort tijdsinterval wat een aangetoond negatief effect heeft op het broedsucces (Ottens et al., 2013). In dit opzicht wordt intensief grasland beschouwd als een potentiële ecologische val. De aanwezigheid van gemengde grasstroken of extensieve luzerne (van 't Westeinde et al., 2022) vermindert het risico op deze ecologische val omdat veldleeuweriken gebaat zijn bij een extensiever beheer later in het seizoen. Om ook later in het seizoen broedgelegenheid te creëren in granen, als alternatief voor graslanden, wordt voorgesteld om zomergraan (i.p.v. wintergraan) in te zaaien, eventueel met bredere rij-afstand.

In het geval van gele kwikstaart werden nesten bijna uitsluitend gevonden in niet-beheerovereenkomsten. Hierbij werd geen duidelijke associatie vastgesteld tussen de nestlocatie en zones met minder-ontwikkelde gewassen. Vroeg in het broedseizoen (mei-juni) lijken nesten hoofdzakelijk gelegen te zijn in wintertarwe. Later in het broedseizoen (juli-augustus) worden nesten hoofdzakelijk gevonden in percelen met aardappelen of bieten. Door de verstoringgevoeligheid van deze nesten, werd geen broedsucces gemonitord. Vanuit broedlocaties was de gemiddelde foerageerafstand 30-1000m.

Deze bevindingen zijn grotendeels analoog aan voorgaande studies. Op regionaal en lokaal vlak is de densiteit aan gele kwikstaart hoger in gebieden waarbinnen beheerovereenkomsten te vinden zijn, maar lijken er geen directe associaties tussen broedlocaties en beheerovereenkomsten. Net zoals veldleeuwerik lijkt gele kwikstaart eerst te broeden in wintergranen (15 april –15 mei). Vervolglegsels zijn niet te vinden in gemengde grasstroken, maar wel in aardappelen (Gilroy et al., 2010). Er zijn een aantal redenen waarom gele kwikstaart deze vegetaties zou verkiezen. Eerst zijn wintergranen mogelijk de enige vegetatie die voor gele kwikstaart, maar waarschijnlijk ook voor veldleeuwerik, voldoende dekking biedt in het eerste deel van het broedseizoen. Vervolgens worden wintergranen te dicht waardoor gele kwikstaart, die graag op de grond foerageert, geen toegang meer heeft tot de voedselvoorraden. Vanaf einde mei zijn andere teelten, zoals aardappelen en bieten, voldoende ontwikkeld om ook voldoende dekking en foerageermogelijkheden te bieden voor gele kwikstaart. Naast toegankelijkheid, is mogelijks ook voedselbeschikbaarheid hoger in aardappelen later in het seizoen (Kragten, 2011).

Gezien de beperkte informatie die verzameld werd over geelgors en patrijs, worden deze hier niet verder besproken. Geelgors komt enkel voor in Plateau Leefdaal en bezet er ongeveer 16 territoria. Deze soort werd minder nauwkeurig opgevolgd. Er werden geen nesten gevonden. Wel zijn er indicaties dat foerageerlocaties bestonden uit ruigtes naast wegen en akkerranden, vaak op de grens tussen kruidenrijke beheerovereenkomsten en slecht-ontwikkelde teelten. Ook patrijs werd minder nauwkeurig opgevolgd. Het aantal territoria van patrijs in Plateau Leefdaal is variabel (3-8 territoria) en is stabiel in De Moeren (3-4 territoria). Observaties van patrijs gebeuren hoofdzakelijk aan het begin en op het einde van het broedseizoen, mogelijks door de afwezigheid van hoge gewassen. Er werden geen nesten gevonden, wel werden enkele koppels met jongen geobserveerd.



5.2 GPS TRACKING VELDLEEUWERIK

5.2.1 Inleiding

Zoals vele akkervogelsoorten staat de populatie van veldleeuwerik onder druk door afnemende voedselvoorraden en het verlies aan geschikt broedhabitat (Butler et al., 2007). Tijdens de broedperiode wordt verondersteld dat veldleeuweriken in de onmiddellijke nabijheid van het nest foerageren (100-300m; Kuiper, 2015). Niet alleen voedselbeschikbaarheid, m.a.w. de abundantie van invertebraten (besproken in hoofdstuk 4), maar ook de toegankelijkheid van voedsel en de afstand die volwassenen moeten afleggen om voedselvoorraden te bereiken, speelt op dat moment een belangrijke rol voor het broedsucces (Ottens et al., 2014; Wilson and Browne, 1993). Moderne teelten, zoals bijvoorbeeld wintertarwe, zijn aan het begin van het broedseizoen interessant voor veldleeuwerik als broedhabitat, maar worden vanaf mei vaak te ondoordringbaar. Veldleeuweriken foerageren op de grond, op open plekken of bandensporen, waar ze al lopend insecten vangen (Donald et al., 2001) of, in mindere mate, plantaardig voedsel opnemen (Ottens et al., 2014).

Een voldoende open en toegankelijke vegetatie is voor veldleeuwerik essentieel om voedselbronnen te kunnen gebruiken. Onderzoek toont aan dat het aanbrengen van structurele diversiteit in percelen de habitatkwaliteit voor veldleeuwerik bevordert (Odderskær et al., 1997) en positieve effecten heeft op broedsucces en de dichtheid aan territoria van veldleeuwerik binnen een gebied (Chamberlain et al., 1999a; Eraud and Marie Boutin, 2002). Het laat hen toe te landen, op te stijgen en te foerageren in de buurt van hun nestlocatie.

In dit deel van het project werd het ruimtegebruik van broedende veldleeuweriken onderzocht met behulp van GPS-loggers. Er werd getracht een exploratief beeld te vormen over de habitatkeuze, het microhabitatgebruik binnen percelen en de foerageerafstanden. De resultaten van dit onderdeel worden niet individueel besproken, maar inzichten worden geprojecteerd tegen kennis uit de vorige hoofdstukken.

5.2.2 Methoden

Indien jongen aanwezig waren bij de vondst van een nest werd een poging ondernomen om het ouderpaar te vangen met behulp van een springnet (15x15cm) dat over het nest werd geplaatst. Voor adulten die op deze manier gevangen werden, werd geprobeerd om een trackingtoestel aan te brengen op de twee centrale staartpennen. Het trackingtoestel bestond uit een combinatie van een 1g nanofix GPS-logger (sampling interval 15 minuten; Pathtrack Ltd.) en een 0.5g AG379 PIP radiozender (pulse length 15ms, pulse rate 30ppm, levensduur 42 dagen; Lotek Ltd.). Deze combinatie werd met behulp van een wateroplosbaar touw aan de twee centrale staartveren gebonden (Evens et al., 2018). Na een regenbui, of wanneer vegetatie vochtig is, verdwijnt het wateroplosbaar touw en valt de trackingcombinatie van de vogel. Deze kan dan gelokaliseerd worden met behulp van het radiosignaal. Gegevens van de GPS-logger werden vervolgens gedownload.

In totaal werden er 25 veldleeuweriken gezenderd, waarvan acht GPS-loggers te snel waren afgevallen. Vier loggers werden nooit meer gevonden.



Tabel 29: Gezenderde veldleeuwerik in Plateau Leefdaal.

	Plateau Leefdaal (2018)	Plateau Leefdaal (2019)	De Moeren (2018)	De Moeren (2019)
Gezenderd	11	12	0	2
Succesvol	7	8	0	0
Te snel gevallen	3	4	0	1
Verloren	1	2	0	1

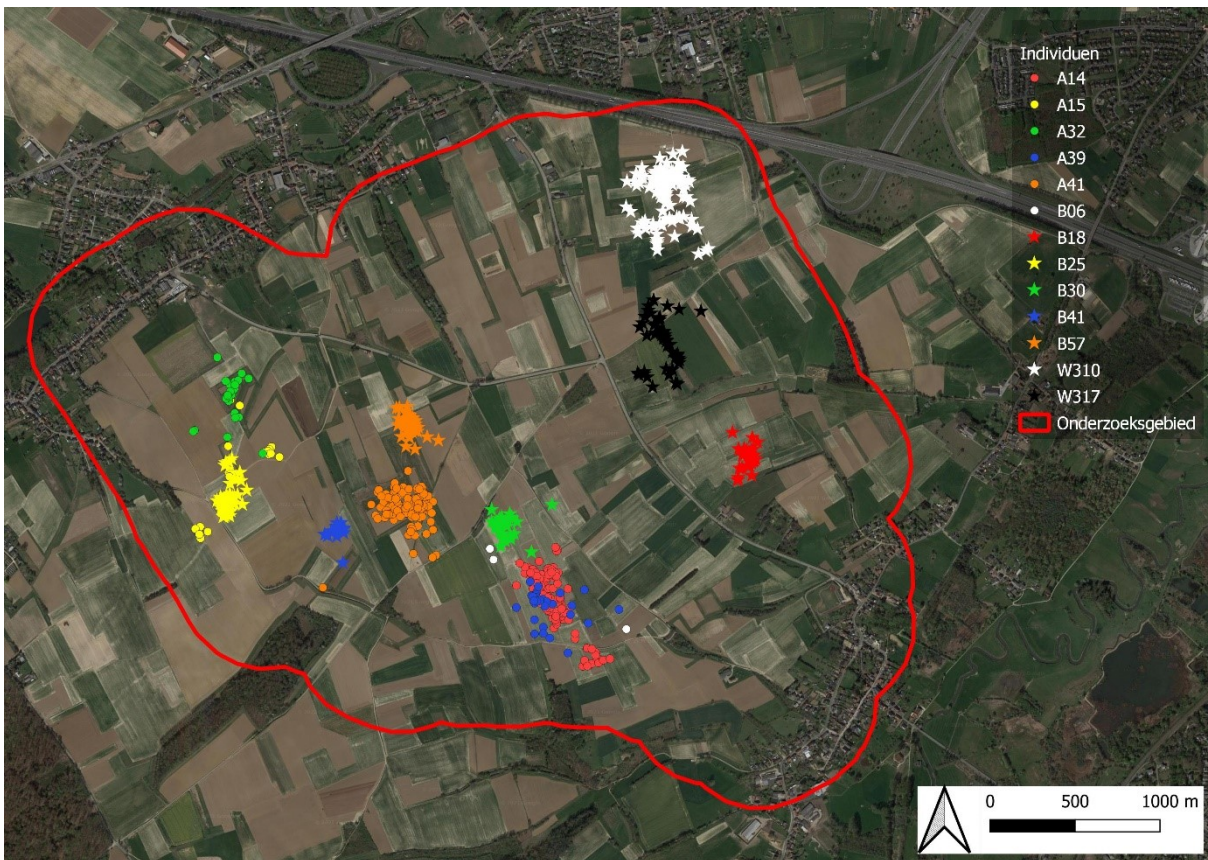
Op basis van GPS-observaties werden per individu volgende parameters gekwantificeerd:

- Primaire teelt: het gewas waarbinnen de meeste observaties van het individu vielen.
- BO (%): percentage van de observatie dat in beheerovereenkomsten werd geobserveerd.
- Mediane afstand van GPS-observaties tot een beheerovereenkomst.

5.2.3 Resultaten

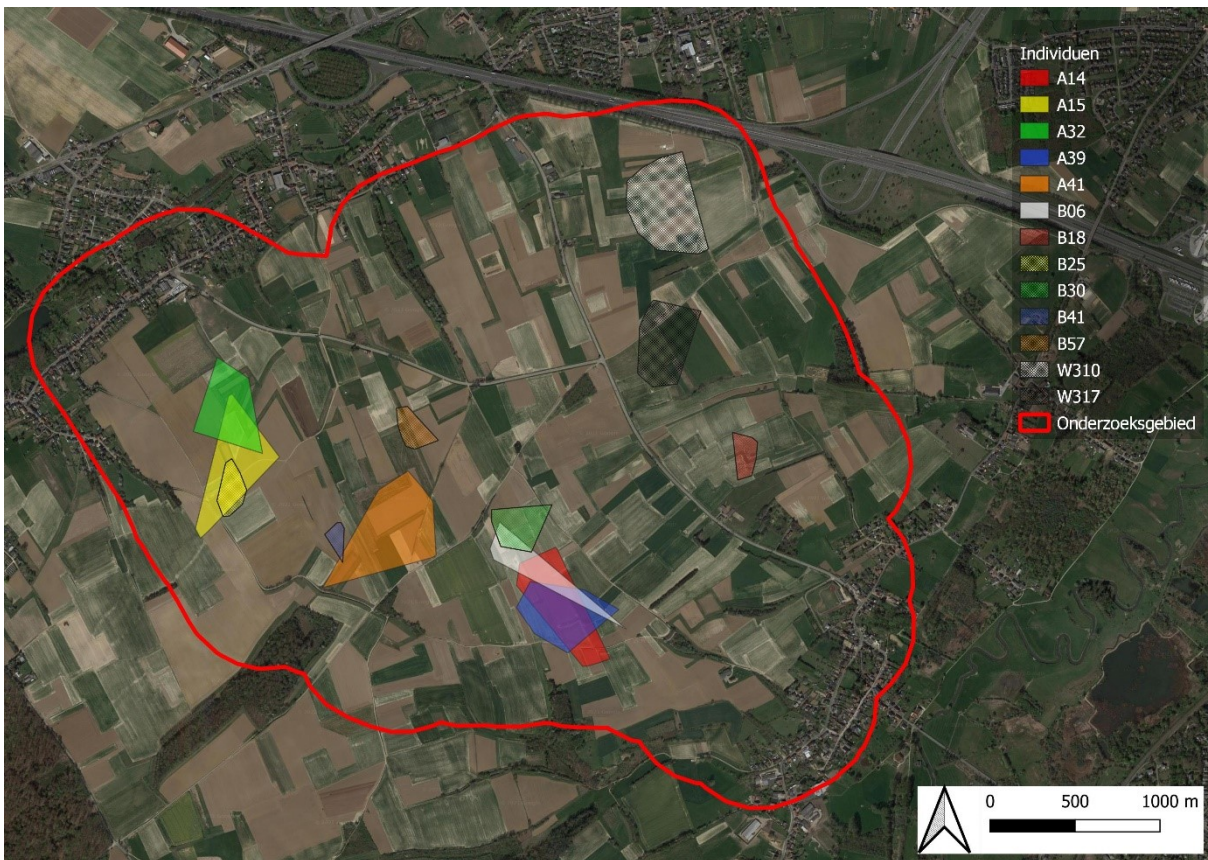
5.2.3.1 Algemene kenmerken

Observaties van veldleeuwerik worden hoofdzakelijk geregistreerd binnen percelen met granen, groenten en gemengde grasstroken. Hierbij varieert het aandeel aan observaties binnen beheerovereenkomsten per individu sterk. De mediane afstand tot beheerovereenkomsten per individu lijkt sterk gerelateerd aan het aantal observaties per individu binnen beheerovereenkomsten. Algemeen kan gesteld worden dat perceelsgrenzen, slecht-ontwikkelde vegetaties, zomertarwe en gemengde grasstroken vaak een prominente rol spelen in het ruimtegebruik van veldleeuweriken. Detailbesprekingen per individu werden toegevoegd als bijlage (Bijlage 3).



Figuur 31: GPS-observaties van opgevolgde veldleeuweriken in Plateau Leefdaal. Elke unieke combinatie van een kleur met symbool (cirkel of ster) stellen alle gegevens van één individu voor.





Figuur 32: Convex Hull voorstellingen van het ruimtegebruik van de opgevolgde veldleeuweriken in Plateau Leefdaal. Elke unieke combinatie van een kleur met opvulling (vol of gearceerd) stelt het ruimtegebruik van één individu voor.

Tabel 30: Gegevens van veldleeuweriken die uitgerust werden met GPS-loggers. Primaire teelt: gewas met meeste observaties. BO(%): percentage observaties binnen een beheerovereenkomst. Afstand (meter): mediane afstand van GPS-observaties tot een beheerovereenkomst.

Individu	Dagen	GPS-observaties	Primaire teelt	BO (%)	Afstand (meter)
A41	3	140	groenten	24	20
A14	3	132	granen	7	140
W310	3	124	gemengde grasstrook bo	78	0
B57	2	90	granen	30	4
B25	2	54	granen	6	93
W317	2	53	gemengde grasstrook bo	2	3

Individu	Dagen	GPS-observaties	Primaire teelt	BO (%)	Afstand (meter)
A39	1	34	mais	0	153
B18	1	33	granen	0	120
A15	1	32	granen	38	6
B30	1	31	granen	42	9
A32	1	23	faunamengsel bo	78	0
B41	1	23	aardappel	4	72



6 ALGEMENE DISCUSSIE

Beheerovereenkomsten vormen in Europa een belangrijk instrument om diversiteit in landbouwgebied te beschermen. Het zijn vaak breedskalige, laagdrempelige maatregelen om over een groot gebied te ontplooiën en zo bij te dragen aan het algemeen biodiversiteitsbehoud of de bescherming van het leefmilieu. Beheerovereenkomsten zijn niet altijd voldoende afgestemd op de ecologische noden van de te beschermen soorten (Kleijn et al., 2011; Willems et al., 2014). In deze studie werd getracht een diepgaander beeld te vormen over de effectiviteit van de beheerovereenkomsten voor akkervogels in Vlaanderen.

Deze studie toont aan dat beheerovereenkomsten in Vlaanderen een bijdrage leveren aan het leefgebied van akkervogels door het voorzien in nestgelegenheden en voedsel. In de regionale monitoring lijkt zich dit te vertalen in een verhoogde waarnemingskans van soorten wanneer beheerovereenkomsten in een onderzoeksgebied voorkomen. In de lokale MAS-monitoring zijn verhoogde detectiekansen voor de meeste akkervogels in die delen van de onderzoeksgebieden waar beheerovereenkomsten voorkomen. Voedselbeschikbaarheid is hoger in beheerovereenkomsten, zoals gemengde grasstroken (plus) of voedselgewassen, in vergelijking met naburige teelten.

Deze resultaten dienen met voorzichtigheid benaderd te worden. Uit individuele monitoring blijkt dat de associaties van soorten met beheerovereenkomsten niet noodzakelijk rechtlijnig zijn. Uit territoriumkarteringen leiden we positieve associaties af tussen het voorkomen van soorten en de aanwezigheid van, o.a. gemengde grasstroken (plus), maar stellen we daarnaast vast dat grote delen van de territoria van veldleeuwerik, gele kwikstaart, geelgors en patrijs bestaan uit reguliere teelten zoals granen, aardappelen en andere groententeelten. De analyses laten duidelijk zien dat verschillende soorten andere ecologische behoeftes hebben.

Nest- en foerageerlocaties van veldleeuwerik en gele kwikstaart zijn soms gelegen in beheerovereenkomsten, maar ook in naburige teelten. Dit wordt geïllustreerd door veldleeuweriken met GPS-loggers uit te rusten. GPS-locaties worden geregistreerd binnen granen en groenten en in beheerovereenkomsten gemengde grasstroken (plus). Het aandeel observaties binnen beheerovereenkomsten varieert sterk per individu en lijkt voornamelijk bepaald te worden door de toegankelijkheid van de percelen. Zo blijkt dat individuele veldleeuweriken hoofdzakelijk foerageren op perceelsgrenzen, slecht ontwikkelde vegetaties en beheerovereenkomsten met voldoende open structuur. Open vegetaties ongeacht het vegetatietype lijken essentieel voor veldleeuwerik om voedselbronnen te kunnen benutten. Dit bevestigt het grote belang van de toegankelijkheid van vegetaties/teelten voor soorten als veldleeuwerik en gele kwikstaart. In de onderzoeksgebieden van deze studie zijn wintergranen een veel voorkomende teelt. Ze voorzien grondbroeders zoals veldleeuwerik en gele kwikstaart in het eerste deel van het broedseizoen (midden/eind mei) van potentiële broedlocaties en – in zekere zin – van geschikte foerageerlocaties. Zowel de toegankelijkheid als voedselbeschikbaarheid zijn in die eerste periode interessant voor beide soorten. In het tweede deel van het broedseizoen (na juni) worden vervolgsels van gele kwikstaart vaak teruggevonden in andere, relatief open, teelten zoals aardappelen of bieten. Voor veldleeuwerik lijken deze teelten ongeschikt. Zij zoeken in het tweede deel van het broedseizoen hun toevlucht in gemengde grasstroken (plus). Beheerovereenkomsten bieden in dit opzicht een veiliger



alternatief voor intensief grasland. Dit intensief grasland vormt een ecologische val omdat maaibeurten er kort op elkaar volgen en nesten worden uitgemaaid.

Nesten van veldleeuwerik en gele kwikstaart worden in dit en ander onderzoek tijdens het tweede deel van het broedseizoen soms gevonden in wintergranen (vaak nabij bandensporen) of slecht ontwikkelde vegetaties, omdat de grond hier toegankelijker is. Buitenlandse studies tonen aan dat deze nesten wel gevoeliger zijn voor predatie (Donald et al., 2001). In dit kader toont onderzoek aan dat het aanbrengen van structurele diversiteit in percelen de habitatkwaliteit voor veldleeuwerik bevordert (Odderskær et al., 1997) en positieve effecten heeft op het broedsucces en de densiteit aan territoria van veldleeuwerik binnen een gebied (Chamberlain and Crick, 1999; Eraud and Marie Boutin, 2002; Wilson et al., 1997). Het voorzien van bvb. braakstroken of korte stroken laat hen toe te landen, op te stijgen en te foerageren in de buurt van hun nestlocatie. Daarnaast kan het inzaaien op ruimere rij-afstand (minstens 20 cm) van zomergranen, zonder gebruik van insecticiden of herbiciden ook de toegang tot broedgebied of voedsel vergroten.

Onderstaand een samenvatting van de geobserveerde invloed van de verschillende beheerovereenkomsten op de onderzochte doelsoorten:

- Gemengde grasstroken of gemengde grasstroken plus zijn de meest voorkomende types beheerovereenkomsten in deze studie. De aanwezigheid ervan heeft positieve effecten op de waarnemingskansen en detectiekansen van alle doelsoorten. In dit type beheerovereenkomsten wordt ook de hoogste voedselbeschikbaarheid gemeten. Belangrijke nuance is dat een hoge voedselbeschikbaarheid niet noodzakelijk een hoog gebruik door akkervogels betekent. Toegankelijkheid van deze structuurrijke maar soms relatief dense, ontoegankelijke vegetaties, is essentieel. Gele kwikstaart en gezenderde veldleeuweriken foerageerden met regelmaat in deze beheerovereenkomsten, maar dan hoofdzakelijk in de minder ontwikkelde delen. Veldleeuwerik broedt in gemengde grasstroken (plus), maar in deze studie enkel in het tweede deel van de broedperiode.
- Botanisch graslandbeheer heeft een positief effect op de waarnemingskansen en detectiekansen van veldleeuwerik, gele kwikstaart en patrijs. Hoewel niet aangetoond in deze studie, hebben graslanden een gekend positief effect op veldleeuwerik en gele kwikstaart. In buitenlandse studies broeden beide soorten, vooral in het tweede deel van het broedseizoen, in dit habitattype. Gele kwikstaart werd in dit onderzoek verschillende malen geobserveerd in extensief-beheerde graslanden die niet in beheerovereenkomst werden opgenomen.
- Grasstroken zoals erosiestroken of grasbufferstroken komen in de onderzoeksgebieden in beperkte mate voor en hebben geen aangetoond effect voor akkervogels.
- Extensieve luzerne komt in beperkte mate voor in de onderzoeksgebieden. Er werd wel vastgesteld dat veldleeuwerik broedt in deze vegetatie. De aanleg van luzernestroken (van 't Westeinde et al. 2022) wordt ook voorgesteld als een maatregel om het risico op uitmaaien van nesten van veldleeuwerik te verminderen. Dit omdat er meer tijd zit tussen maaibeurten zodat ze daar succesvoller kunnen broeden in vergelijking met intensief grasland.
- Voedselgewas komt in beperkte mate voor in ons onderzoek. Er werd geen associatie gevonden tussen dit type beheerovereenkomst en akkervogels tijdens het broedseizoen. Wel werd er vastgesteld dat in voedselgewassen een hoge voedselbeschikbaarheid te vinden is.



- De aanwezigheid van kleine landschapselementen heeft een positief effect op de aanwezigheid van geelgors. Houtkanten, heggen en hagen hebben dan ook een aangetoond positief effect op de aanwezigheid van geelgors en patrijs.

Toekomstig onderzoek

Het verlies aan halfnatuurlijke vegetaties vormt een bedreiging voor akkervogels (Traba et al., 2007), veel van deze soorten stellen specifieke ecologische vereisten en maken op verschillende manieren gebruik van het landbouwlandschap (Stanton et al., 2018; Viol et al., 2012). Het is daarom essentieel te onderzoeken hoe specifieke soorten omgaan met spatiotemporele variatie in het landbouwlandschap en hoe zij soort-specifieke elementen, zoals broed- en foerageerlocaties gebruiken en met elkaar verbinden.

Deze studie vindt veel variatie tussen individuen in ruimtegebruik en nestselectie. Individuele opvolging van specifieke soorten lijkt daarom de sleutel tot een beter inzicht in de effectiviteit van beheerovereenkomsten. Het waarnemen van variatie in, bijvoorbeeld, het ruimtegebruik of keuze van nest- en foerageerlocaties tussen individuen van dezelfde soort lijkt essentieel om variatie binnen een soort te begrijpen in functie van, bijvoorbeeld, territoriumdensiteiten, individuele overleving, broedsucces en kwaliteit van jongen. Radiotelemetrie is een uitstekende methode om individuen over langere perioden op te volgen, maar geeft relatief weinig informatie over het specifieke ruimtegebruik indien individuen niet permanent opgevolgd worden. Daarom werd in deze studie gekozen om te werken met miniatuur GPS-loggers. Omdat er in voorgaande studies nog geen GPS-loggers werden gebruikt om het ruimtegebruik van veldleeuwerik te monitoren, werden de loggers geprogrammeerd om GPS-locaties te verzamelen met 15 minuten interval. Deze programmatie maakte het mogelijk om veldleeuwerik gedurende één tot drie dagen op te volgen, en geeft ons een eerste inkijk in het ruimtegebruik van de soort. Op basis van deze ervaring lijkt het aangewezen in de toekomst te kiezen voor twee alternatieve programmaties: Eén observatie per uur moet onderzoekers in staat stellen om het ruimtegebruik van veldleeuwerik gedurende één week, of langer, te monitoren. Dit kan, bijvoorbeeld, betere informatie geven over het ruimtegebruik gedurende de broedcyclus of territoriumgrootte van mannetjes. Eén observatie per 3 minuten moet onderzoekers de mogelijkheid geven een zeer gedetailleerd beeld te vormen over habitat- en ruimtegebruik voor één dag. Deze informatie lijkt essentieel om te begrijpen waar individuen exact foerageren binnen percelen.

Om beheerovereenkomsten beter af te stemmen op de ecologische noden van de te beschermen soorten lijkt individu-gericht onderzoek essentieel, maar ook onderzoek naar de rol van natuurlijke of halfnatuurlijke vegetaties is belangrijk. Onderstaande onderzoeksvragen kunnen daarbij gesteld worden:

- Welke verschillen zitten er tussen individuen van dezelfde soort?
 - Hoe groot is een territorium?
 - Welke omgevingsvariabelen bepalen de grootte van een territorium?
 - Welke omgevingsvariabelen bepalen de densiteit aan territoria binnen een deelgebied? Beheerovereenkomsten? Foerageermogelijkheden? Voedselbeschikbaarheid?
 - Hoe groot is een leefgebied en welke omgevingsvariabelen bepalen de grootte van een leefgebied?
 - Waar bevinden foerageerlocaties zich?
 - Wat definieert een geschikte foerageerlocatie?



- Hoe lang wordt er gevoerageerd, wat is er beschikbaar en wat wordt er gegeten (DNA sequencing uitwerpselen)?
- Wat is het belang van sprinkhanen in het dieet van akkervogels?
- Op welke manier dragen territorium- en leefgebiedkwaliteit bij aan de overleving van individuen, reproductief succes en lichaamskwaliteit van de jongen?
- Welke rol hebben houtige landschapselementen en bermen in het voorzien van bronpopulaties van invertebraten en welk effect heeft leeftijd en beheer van een beheerovereenkomst op de populatie invertebraten?

De bescherming van akkervogels is maatwerk waarbij keuzes gemaakt moeten worden over welke en op welke wijze beheerovereenkomsten een bijdrage kunnen leveren aan hun bescherming. Vandaag worden beheerovereenkomsten ingezet over eerder grote oppervlaktes. Hierdoor ontstaat een diverser landschap, maar dit landschap is niet noodzakelijk voldoende geschikt om de daarbij horende akkervogelpopulaties te beschermen. Beheer afgestemd op de ecologische noden van de doelsoorten is essentieel. Akkervogels zijn mobiele soorten en het jaarrond voorzien van complementaire noden zoals broed- en foerageergelegenheden vereist de nodige planning zowel m.b.t. voorkomende teelten als geschikte beheerovereenkomsten of andere aanvullende maatregelen op gebiedsniveau. Hoewel dit soort ecologische kennis over de meeste akkervogelsoorten toeneemt, blijft informatie over individuele gedragingen, ruimtegebruik en connectiviteit tussen complementaire habitats beperkt. Net deze informatie, is essentieel om een meer integrale benadering toe te laten waardoor effectievere beheerovereenkomsten ontwikkeld, getest en toegepast kunnen worden.



Referenties:

- Aebischer, N.J., 1991. Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. Firbank, L. G., Al. (ed.). Br. Ecol. Soc. Symp. 32. Ecol. Temp. Cereal Fields; Conf. Cambridge, England, Uk, April 35, 305–332.
- Aebischer, N.J., Bailey, C.M., Gibbons, D.W., Morris, A.J., Peach, W.J., Stoate, C., 2016. Twenty years of local farmland bird conservation: The effects of management on avian abundance at two UK demonstration sites. *Bird Study* 63, 10–30. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1090391>
- Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Vickery, J.A., 2002. Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography (Cop.)*. 25, 466–480. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250409.x>
- Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., Zammit, C., 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 585–599. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00399.x>
- Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 29, 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol. Conserv.* 143, 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- 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. *J. Appl. Ecol.* 39, 673–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x>
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis (Lond. 1859)*. 146, 131–143. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x>
- Bradbury, R.B., Stoate, C., 2000. The ecology of Yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland. *Ecol. Conserv. Lowl. Farml. Birds* 165–172.
- 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*. *J. Appl. Ecol.* 37, 742–755. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x>
- Bruyn, L. De, Devos, K., Berge, K. Van Den, Vermeersch, G., Filiep, T., 2018. Effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouwvogels in vlaanderen. <https://doi.org/doi.org/10.21436/inbor.16108611>
- Buner, F., Jenny, M., Zbinden, N., Naef-Daenzer, B., 2005. Ecologically enhanced areas - A key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biol. Conserv.* 124, 373–381. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.043>
- Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science (80-)*. 315, 381–384. <https://doi.org/10.1126/science.1136607>
- Chamberlain, D.E., Crick, H.Q.P., 1999. Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis (Lond. 1859)*. 141, 38–51.

- <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.1999.tb04261.x>
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 10, 399–409. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2001.00236.x>
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78, 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00105-X)
- Chamberlain, D.E., Gregory, R.D., 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study* 46, 34–47. <https://doi.org/10.1080/00063659909461113>
- Chamberlain, D.E., Vickery, J.A., Gough, S., 2000. Spatial and temporal distribution of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* 88, 61–73.
- Chamberlain, D.E., Wilson, A.M., Browne, S.J., Vickery, J.A., 1999a. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36, 856–870. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00453.x>
- Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J., 1999b. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88, 307–320. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00124-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00124-4)
- Commission, E., 2021. Agriculture and rural development. Accessed 1 April 2021.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tschamntke, T., Verhulst, J., 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *J. Appl. Ecol.* 49, no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02131.x>
- Devos, K., Anselin, A., Driessens, G., Herremans, M., Onkelinx, T., Spanoghe, G., Stienen, E., T’Jollyn, F., Vermeersch, G., Maes, D., 2016. *Natuur.oriolus. Natuur.oriolus* 82, 109–122.
- Dochy, O., Hens, M., 2003. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels.
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *J. Appl. Ecol.* 43, 209–218. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x>
- Donald, P.F., Evans, A.D., Buckingham, D.L., Muirhead, L.B., Wilson, J.D., 2001. Factors affecting the territory distribution of skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48, 271–278. <https://doi.org/10.1080/00063650109461227>
- 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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 167–182. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00244-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00244-4)
- Donald, P.F., Vickery, J. a, 2000. The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Ecol. Conserv. Lowl. Farml. Birds* 140–150.
- Douglas, D.J.T., Vickery, J.A., Benton, T.G., 2009. Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *J. Appl. Ecol.* 46, 353–362. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01613.x>
- Eraud, C., Marie Boutin, J., 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49, 287–296. <https://doi.org/10.1080/00063650209461277>
- Evens, R., Beenaerts, N., Ulenaers, E., Witters, N., Artois, T., 2018. An effective, low-tech drop-off solution to facilitate the retrieval of data loggers in animal-tracking studies. *Ringling Migr.* 33, 10–18. <https://doi.org/10.1080/03078698.2018.1521116>



- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fuller, R.J., 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview, in: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V., Vickery, J.A. (Eds.), *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Proceedings of the 1999 BOU Spring Conference. BOU (TRING), pp. 5–16.
- Fuller, R.J., Hinsley, S.A., Swetnam, R.D., 2004. The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis (Lond. 1859)*. 146, 22–31. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00357.x>
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W., Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1, 431–434. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0357>
- 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., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2009.12.001>
- Gilroy, J.J., Anderson, G.Q. a., Grice, P. V., Vickery, J. a., Sutherland, W.J., 2010. Mid-season shifts in the habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava* breeding in arable farmland. *Ibis (Lond. 1859)*. 152, 90–104. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00988.x>
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science (80-)*. 307, 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- 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, in: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Royal Society, pp. 269–288. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>
- Gregory, R.D., Voříšek, P., Noble, D.G., Van Strien, A., Klvaňová, 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 Conserv. Int.* 18, S223–S244. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000312>
- Hart, J.D., Milsom, T.P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S.J., Murray, A.W.A., Robertson, P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *J. Appl. Ecol.* 43, 81–91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x>
- Henderson, I.G., Cooper, J., Fuller, R.J., Vickery, J., 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J. Appl. Ecol.* 37, 335–347. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00497.x>
- 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. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Hinsley, S.H.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 (Lond. 1859)*. 152, 500–514. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01029.x>



- Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B., Aebischer, N.J., 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Ann. Appl. Biol.* 148, 49–71. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x>
- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia (Jena)*. 47, 181–191. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00181>
- Kirby, W.B., Anderson, G.Q.A., Grice, P. V., Soanes, L., Thompson, C., Peach, W.J., 2012. Breeding ecology of Yellow Wagtails *Motacilla flava* in an arable landscape dominated by autumn-sown crops. *Bird Study* 59, 383–393. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.715136>
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009>
- Kragten, S., 2011. Shift in crop preference during the breeding season by Yellow Wagtails *Motacilla flava* on arable farms in The Netherlands. *J. Ornithol.* 152, 751–757. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0655-8>
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature*. <https://doi.org/10.1038/23127>
- Kuiper, M.W., 2015. The value of field margins for farmland birds, The value of field margins for farmland birds.
- Low, M., Arlt, D., Eggers, S., Pärt, T., 2010. Habitat-specific differences in adult survival rates and its links to parental workload and on-nest predation. *J. Anim. Ecol.* 79, 214–224. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01595.x>
- Macdonald, D.W., Tattersall, F.H., SEervice, K.M., Firbank, L.G., Feber, R. E., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside - what are the putative benefits? *Mamm. Rev.* 37, 259–277. https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2002.00172_37_4.x
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science (80-)*. 277, 504–509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- McHugh, N.M., Prior, M., Grice, P. V., Leather, S.R., Holland, J.M., 2017. Agri-environmental measures and the breeding ecology of a declining farmland bird. *Biol. Conserv.* 212, 230–239. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.023>
- Meichtry-Stier, K.S., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Birrer, S., 2014. Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.038>
- Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *J. Appl. Ecol.* 39, 535–547. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00730.x>
- Morris, A.J., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., Kyrkos, A., Buckingham, D.L., Evans, A.D., 2001. Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biol. Conserv.* 101, 197–210. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00067-2)
- Morris, A.J., Wilson, J.D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 106, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.016>
- Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis (Lond. 1859)*. 146, 579–600. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>



- Odderskær, P., Prang, A., Poulsen, J.G., Andersen, P.N., Elmegaard, N., 1997. Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 21–29. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01113-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01113-9)
- Ottens, H.J., Kuiper, M.W., Flinks, H., Ruijven, J. van, Siepel, H., Koks, B.J., Berendse, F., Snoo, G.R. de, 2014. Do Field Margins Enrich the Diet of the Eurasian Skylark *Alauda arvensis* on Intensive Farmland? *Ardea* 102, 161–174. <https://doi.org/10.5253/arde.v102i2.a6>
- Ottens, H.J., Kuiper, M.W., Scharenburg, C.W.M., Koks, 2013. Akkerrandenbeheer niet de sleutel tot succes voor de veldleeuwerik in Oost-Groningen - *WUR. Limosa* 3, 140–152.
- Perkins, A.J., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., Morris, A.J., Barnett, P.R., 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biol. Conserv.* 95, 279–294. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00042-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00042-2)
- Pywell, R.F., Meek, W.R., Loxton, R.G., Nowakowski, M., Carvell, C., Woodcock, B.A., 2011. Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 62–67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.012>
- Redhead, J.W., Hinsley, S.A., Beckmann, B.C., Broughton, R.K., Pywell, R.F., 2018. Effects of agri-environmental habitat provision on winter and breeding season abundance of farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 251, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.027>
- Renwick, A.R., Johnston, A., Joys, A., Newson, S.E., Noble, D.G., Pearce-Higgins, J.W., 2012. Composite bird indicators robust to variation in species selection and habitat specificity. *Ecol. Indic.* 18, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.008>
- Richard, T., Southwood, E., Cross, D.J., 2002. Food requirements of grey partridge *Perdix perdix* chicks. *Wildlife Biol.* 8, 175–183. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.031>
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157–176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Schaub, M., Martinez, N., Tagmann-Ioset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M.L., Reichlin, T.S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L., Arlettaz, R., 2010. Patches of Bare Ground as a Staple Commodity for Declining Ground-Foraging Insectivorous Farmland Birds. *PLoS One* 5, e13115. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013115>
- Siriwardena, G.M., 2010. The importance of spatial and temporal scale for agri-environment scheme delivery. *Ibis (Lond. 1859)*. 152, 515–529. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01034.x>
- Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., 2008. Farmland birds and late winter food: Does seed supply fail to meet demand? *Ibis (Lond. 1859)*. 150, 585–595. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00828.x>
- Smith, B., Holland, J., Jones, N., Moreby, S., Morris, A.J., Southway, S., 2009. Enhancing invertebrate food resources for skylarks in cereal ecosystems: How useful are in-crop agri-environment scheme management options? *J. Appl. Ecol.* 46, 692–702. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01638.x>
- Soenke, E., Martin, U., Tomas, P., 2011. Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Biol. Conserv.* 144, 1137–1144.
- Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- 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. *J. Environ. Manage.* 63, 337–365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Teunissen, W.A., Wiersma, P., de Jong, A., Kleyheeg, E., Vergeer, J.-W., 2019. Handleiding Meetnet Agrarische



Soorten (MAS). Nijmegen.

- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H., 2004. Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* (80-). 303, 1879–1881. <https://doi.org/10.1126/science.1095046>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Traba, J., Morales, M.B., García de la Morena, E.L., Delgado, M.-P., Krištín, A., 2007. Selection of breeding territory by little bustard (*Tetrax tetrax*) males in Central Spain: the role of arthropod availability. *Ecol. Res.* 23, 615–622. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0418-4>
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- van 't Westeinde, D., Koop, K., Luiten, L., Lantman, I., Duursma, W., Klaasen, R., 2022. Akkervogels Groningen.
- van Dijk, W.F.A., Schaffers, A.P., Leewis, L., Berendse, F., de Snoo, G.R., 2013. Temporal effects of agri-environment schemes on ditch bank plant species. *Basic Appl. Ecol.* 14, 289–297. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.04.001>
- 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. Brussels.
- 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. *Biol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.06.004>
- 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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.012>
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Brown, V.K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* 38, 647–664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>
- Viol, I. Le, Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindström, Å., Pearce-Higgins, J.W., Reif, J., Turnhout, C. Van, Devictor, V., 2012. More and more generalists: Two decades of changes in the European avifauna. *Biol. Lett.* 8, 780–782. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496>
- 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. *J. Appl. Ecol.* 42, 270–280. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01007.x>
- Wiersma, P., Ottens, H.J., Kuiper, M.W., Schlaich, A.E., Klaassen, R.H.G., Vlaanderen, O., Postma, M., Koks, B.J., 2014. Analyse effectiviteit van het akkervogelbeheer in Provincie Groningen : Evaluatierapport.
- Willems, F., Breeuwer, A.J.G., Foppen, R., Teunissen, W., Schekkerman, H., Goedhart, P.W., Kleijn, D., Berendse, F., 2014. Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: Effecten op weidevogeldichtheden. SOVON-onderzoeksrapport 2004/02.
- Wilson, J.D., Browne, S.J., 1993. Habitat selection and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and conventional farmland. *BTO Res. Rep.*
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R., 1997. Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England Author (s): Published by : British Ecological Society *St. J. Appl. Ecol.* 34, 1462–1478.



- Woodcock, B.A., Redhead, J., Vanbergen, A.J., Hulmes, L., Hulmes, S., Peyton, J., Nowakowski, M., Pywell, R.F., Heard, M.S., 2010. Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 181–186. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.07.018>
- Woodhouse, S.P., Good, J.E.G., Lovett, A.A., Fuller, R.J., Dolman, P.M., 2005. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: A case study in the Llŷn peninsula, Wales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 331–340. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.006>
- Wretenberg, J., Pärt, T., Berg, Å., 2010. Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biol. Conserv.* 143, 375–381. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.001>



Bijlagen

Bijlage 1: Vereenvoudigde beheerpakketten

Beheerpakket	Vereenvoudigd beheerpakket
Aanleg en onderhoud bloemenstrook (MB2015)	Gemengde grasstrook
Aanleg en onderhoud bloemenstrook (MB2018)	Gemengde grasstrook
Aanleg en onderhoud gemengde grasstrook (MB2015)	Gemengde grasstrook
Aanleg en onderhoud gemengde grasstrook plus (MB2015)	Gemengde grasstrook
Aanleg en onderhoud gemengde grasstrook vogelakker (MB2017)	Gemengde grasstrook
AKV gemengde grasstrook duorand (MB2011)	Gemengde grasstrook
AKV gemengde grasstrook triorand (MB2011)	Gemengde grasstrook
AKV opgeploegde grasstrook duorand (MB2011)	Gemengde grasstrook
AV gemengde grasstroken (MB 2008)	Gemengde grasstrook
AV opgeploegde gemengde grasstroken (MB 2008)	Gemengde grasstrook
Onderhoud gemengde grasstrook (MB2015)	Gemengde grasstrook
Onderhoud gemengde grasstrook plus (MB2015)	Gemengde grasstrook
Aanleg en onderhoud luzernestrook hamster (MB2017)	Luzerne
Aanleg en onderhoud luzernestrook vogelakker (MB2017)	Luzerne
Aanleg en onderhoud strategisch grasland (MB2015)	Graslandbeheer
AKV vogelvoedselgewas (MB2011)	Voedselgewas
AV vogelvoedselgewassen (MB 2008)	Voedselgewas
BB akkerland (MB2011)	Graslandbeheer
BB akkerland (vollevelds) (MB 2008)	Graslandbeheer
BB grasland (beweiden 1 juni) (MB 2008)	Graslandbeheer
BB grasland (maaïen 1 juni) (MB 2008)	Graslandbeheer
BB grasland (maaïen 16 juni) (MB 2008)	Graslandbeheer
BB grasland beweiden 1 juni (MB2011)	Graslandbeheer
BB grasland maaïen 1 juni (MB2011)	Graslandbeheer
BB grasland maaïen 16 juni (MB2011)	Graslandbeheer
Faunabeheer akkerland voedselgewas (MB2015)	Voedselgewas
Faunabeheer akkerland wisselteelt (MB2017)	Voedselgewas
Faunabeheer grasland beweiden 20 mei (MB2015)	Graslandbeheer
Faunabeheer grasland kuikenweide (MB2015)	Graslandbeheer
Faunabeheer grasland standweide 15 juni (MB2015)	Graslandbeheer
Faunabeheer grasland uitgestelde maaidatum (MB2015)	Graslandbeheer
Instandhouding soortenrijk grasland (MB2015)	Graslandbeheer

Instandhouding soortenrijk grasland (MB2017)	Graslandbeheer
Ontwikkeling soortenrijk grasland (MB2015)	Graslandbeheer
Ontwikkeling soortenrijk grasland (MB2017)	Graslandbeheer
WV beweiden (MB 2008)	Graslandbeheer
WV beweiden (MB2011)	Graslandbeheer
WV maaien (MB 2008)	Graslandbeheer
WV maaien (MB2011)	Graslandbeheer
WV omzetten akkerland en beweiden (MB 2008)	Graslandbeheer
WV omzetten akkerland en beweiden (MB2011)	Graslandbeheer
WV omzetten akkerland en maaien (MB 2008)	Graslandbeheer
WV omzetten akkerland en maaien (MB2011)	Graslandbeheer
Aanleg en onderhoud erosiedam (MB2015)	Grasstrook
Aanleg en onderhoud grasstrook (MB2015)	Grasstrook
Aanleg en onderhoud grasstrook 15 juni (MB2015)	Grasstrook
Aanleg en onderhoud vluchtstrook (MB2015)	Grasstrook
ER aanleg dam + erosiepoel - akker (MB2011)	Grasstrook
ER aanleg dam + erosiepoel - gras (MB2011)	Grasstrook
ER aanleg dam + erosiepoel (gras) (MB 2008)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasbufferstrook (MB 2008)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasbufferstrook (MB2011)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasgang (=rand) (MB 2008)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasgang (MB 2008)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasgang (MB2011)	Grasstrook
ER aanleg en onderhoud grasgang = rand (MB2011)	Grasstrook
ER grasbufferstrook met teeltbeperking (MB2011)	Grasstrook
ER grasbufferstrook zonder teeltbeperking (MB2011)	Grasstrook
KLE (her)aanleg poel (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE (her)aanleg poel (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant haag autochtoon (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant haag autochtoon (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant haag streekeigen (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant haag streekeigen (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant heg autochtoon (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant heg autochtoon (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant heg streekeigen (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant heg streekeigen (MB2011)	Kleine Landschapselementen



KLE aanplant houtkant autochtoon (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant houtkant streekeigen (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant houtkant/-wal autochtoon (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE aanplant houtkant/-wal streekeigen (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud haag (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud haag (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud heg (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud heg (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud houtkant (MB2011)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud houtkant/-wal (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud poel (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
KLE onderhoud poel (MB2011)	Kleine Landschapselementen
Omvormingsbeheer houtkant (MB2015)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud haag (MB2015)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud heg (MB2015)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud houtkant (MB2015)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud houtkant 25% afzetten (MB2017)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud houtkant 50% afzetten (MB2017)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud houtsingel (MB2017)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud kaphaag (MB2015)	Kleine Landschapselementen
Onderhoud knotbomenrij (MB2015)	Kleine Landschapselementen
PR milieu (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
PR natuur (MB 2008)	Kleine Landschapselementen
PRB milieu (MB2011)	Kleine Landschapselementen
PRB natuur 15 juli (MB2011)	Kleine Landschapselementen
PRB natuur 15 juni (MB2011)	Kleine Landschapselementen
PRB natuur duorand (MB2011)	Kleine Landschapselementen



Bijlage 2: Regressiemodellen om het effect van observatieafstand en habitatype te bepalen op waarnemingskansen van soorten.

Waarnemingskansen van soorten worden ondersteund door regressie modellen die het effect van observatieafstand en habitatype bepalen op de waarnemingskansen van de soorten. Deze modellen zijn apart beschikbaar per doelsoort per gebied (Plateau Leefdaal of De Moeren). Er zijn specifieke verschillen tussen de resultaten uit Plateau Leefdaal en De Moeren wat aangeeft dat er nog andere belangrijke covariaten zijn die momenteel niet opgenomen worden in de modellen. Bijvoorbeeld, waarnemingen worden in Plateau Leefdaal geregistreerd in percelen met mais in vergelijking met De Moeren.

veldleeuwerik

De Moeren

Plateau Leefdaal



variable	Odds ratio	ci	P-value
distance			
50	REF	-	-
100	1.22	1.08;1.39	0.14
150	0.96	0.85;1.10	0.80
200	0.90	0.79;1.03	0.46
teelt			
granen	REF	-	-
aardappel	0	0;Inf	1.00
infrastructuur	0.77	0.58;1.02	0.38
groenten	0	0;Inf	1.00
bomen	0	0;Inf	1.00
peulen	0	0;Inf	1.00
Faunamengsel	13.70	11.74;15.97	0
gras niet bo	3.18	2.87;3.53	0
gras bo	4.08	3.73;4.47	0
KLEs	0	0;Inf	1.00
mais	0.55	0.49;0.62	4.75e-06
riet	1.19	0.89;1.60	0.57

variable	Odds ratio	ci	P-value
distance			
50	REF	-	-
100	0.93	0.86;1.00	0.34
150	0.64	0.59;0.70	0
200	0.91	0.84;0.98	0.23
teelt			
granen	REF	-	-
aardappel	0.27	0.25;0.30	0
infrastructuur	0	0;Inf	1.00
groenten	1.07	0.97;1.17	0.52
bomen	0	0;Inf	1.00
Faunamengsel	1.28	1.19;1.37	5.78e-04
gras niet bo	0.20	0.18;0.24	0
gras bo	1.39	1.29;1.50	4.68e-05
KLEs	0	0;Inf	1.00
mais	1.18	1.12;1.26	5.95e-03

geelgors

Plateau Leefdaal

variable	Odds ratio	ci	P-value
distance			
50	REF	-	-
100	0.63	0.58;0.70	7.62e-06
150	0.50	0.45;0.55	0
200	0.40	0.36;0.44	0
teelt			
granen	REF	-	-
aardappel	0.75	0.63;0.88	0.09
infrastructuur	8.98	6.80;11.85	0
groenten	2.23	1.91;2.61	1.12e-06
bomen	13.28	10.71;16.48	0
Faunamengsel	2.46	2.17;2.80	0
gras niet bo	8.43	7.51;9.46	0
gras bo	3.81	3.36;4.31	0
KLEs	19.14	15.55;23.56	0
mais	1.28	1.13;1.46	0.07



gele kwikstaart
De Moeren

variable	Odds ratio	ci	P-value
distance			
50	REF	-	-
100	0.67	0.60;0.75	4.49e-04
150	0.63	0.56;0.70	9.61e-05
200	0.36	0.32;0.41	0
teelt			
granen	REF	-	-
aardappel	0	0;Inf	1.00
infrastructuur	0	0;Inf	1.00
groenten	0.30	0.25;0.37	0
bomen	0	0;Inf	1.00
peulen	0	0;Inf	1.00
Faunamengsel	0.99	0.75;1.30	0.96
gras niet bo	0.87	0.79;0.97	0.21
gras bo	1.12	1.03;1.21	0.18
KLEs	0	0;Inf	1.00
mais	0.64	0.58;0.69	0
riet	0.35	0.24;0.52	9.14e-03

Plateau Leefdaal

variable	Odds ratio	ci	P-value
distance			
50	REF	-	-
100	0.30	0.27;0.33	0
150	0.29	0.26;0.32	0
200	0.15	0.13;0.17	0
teelt			
granen	REF	-	-
aardappel	0.51	0.46;0.57	0
infrastructuur	0	0;Inf	1.00
groenten	0.77	0.66;0.91	0.12
bomen	0	0;Inf	1.00
Faunamengsel	0.83	0.74;0.92	0.08
gras niet bo	0.21	0.17;0.27	0
gras bo	0.50	0.43;0.58	2.14e-05
KLEs	0	0;Inf	1.00
mais	1.53	1.41;1.65	0



Bijlage 3: Detailbespreking ruimtegebruik per gezenderde veldleeuwerik.

Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik A14.

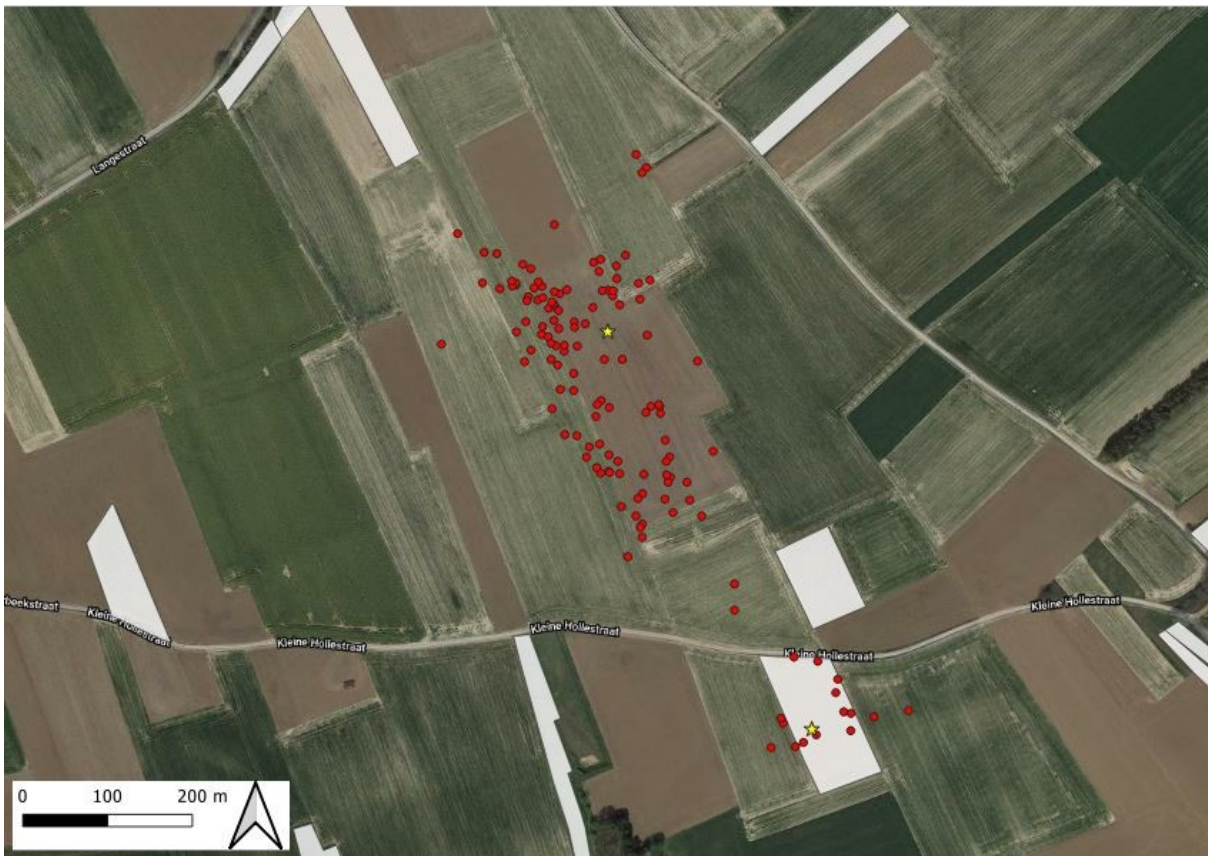
Waarnemingen: 132 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 17ha

Periode: 15 mei 2019 – 17 mei 2019

Broedstatus: nest met drie jongen

Individu A14 wordt hoofdzakelijk geobserveerd in slecht-ontwikkelde delen en sporeisporen van het wintertarweveld waarin zij broedt (broedlocatie = gele ster centraal op de figuur). Daarnaast onderneemt zij zeer frequente foerageervluchten naar de westelijke en noordelijke perceelsgrenzen waar zich op dat moment kale akkers bevinden. De cluster GPS-observaties in het zuiden betreft een twee-uur-durende foerageerperiode in een beheerovereenkomst (voedselgewas) waar op dat moment nog een nest aanwezig is.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik A15.

Waarnemingen: 32 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 18ha

Periode: 15 mei 2019 – 17 mei 2019

Broedstatus: nest met drie jongen

Het nest van individu A15 bevindt zich onderaan de figuur in wintertarwe (broedlocatie = onderste gele ster). Zij onderneemt frequente, lange foerageervluchten naar twee beheerovereenkomsten. De centrale cluster GPS-observaties betreft een grasstrook (foerageerafstand ± 350m). Hier foerageert het individu in een ijle kruidenstrook op de grens van een extensief-beheerd grasland. De noordelijke cluster GPS-observaties betreft een bijna-niet ontwikkeld fauna-voedergewas (foerageerafstand ±750m). Haar logger wordt gevonden in een kale maïsakker (meest oostelijke cluster).



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik A32.

Waarnemingen: 24 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 13ha

Periode: 20 juni 2019

Broedstatus: nest met vier jongen

Het nest van individu A32 bevindt zich centraal op de figuur (broedlocatie = gele ster centraal op de figuur) in een beheerovereenkomst (faunavoedergewas) omgeven door gemengde grasstroken. Observaties nabij het nest tonen aan dat het individu hoofdzakelijk verblijft in slecht-ontwikkelde delen van de centrale beheerovereenkomst en perceelsgrenzen.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik A39.

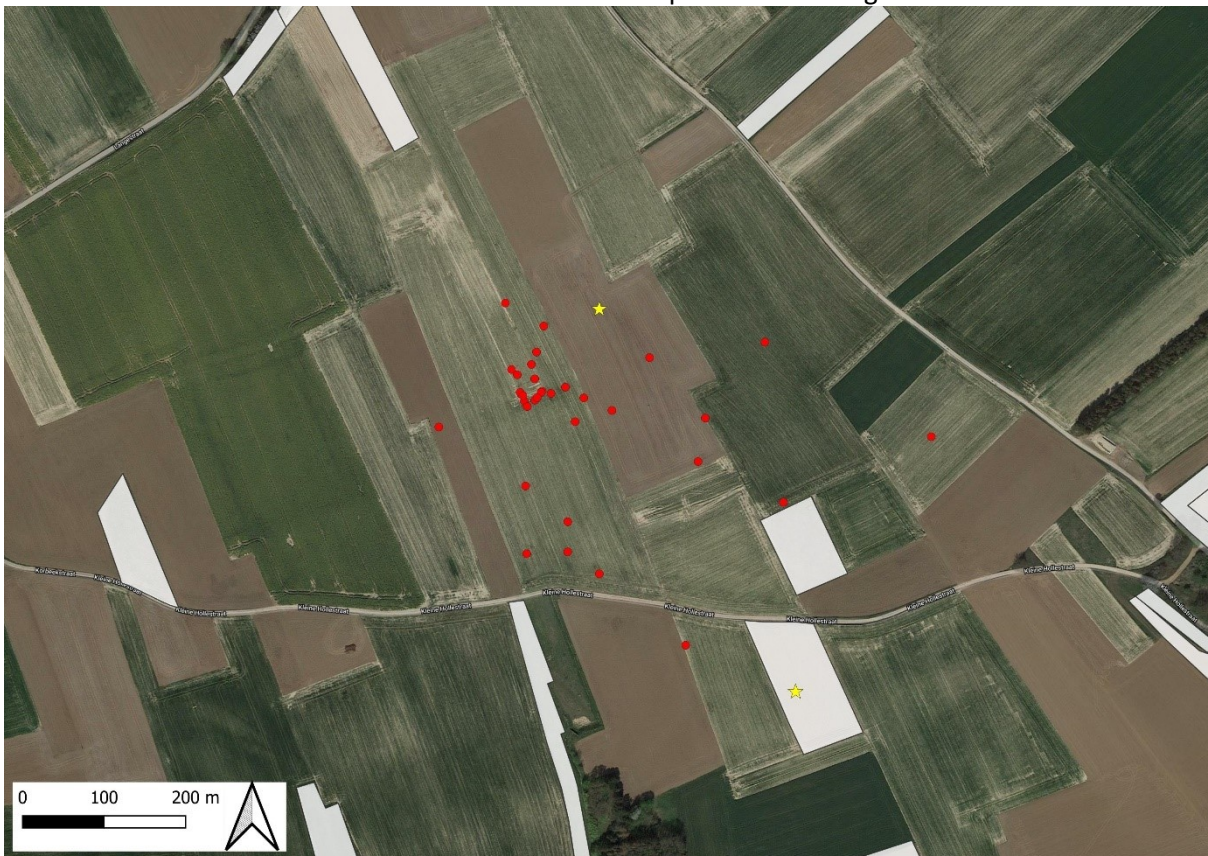
Waarnemingen: 34 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 15ha

Periode: 21 juni 2019 – 22 juni 2019

Broedstatus: nest met drie jongen

Individu A39 wordt gezenderd op 21 juni 2019, op een moment dat de jongen reeds uitlopen. De nestlocatie (broedlocatie = gele ster centraal) ligt noordoostelijk van het ruimtegebruik. De concentratie GPS-observaties bevindt zich in een slecht ontwikkelde zone binnen een perceel met raagrass.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik A41.

Waarnemingen: 140 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 12.5ha

Periode: 3 juli 2019 – 6 juli 2019

Broedstatus: nest met vier jongen

Het nest van individu A41 bevindt zich centraal op de figuur (broedlocatie = rechtse gele ster) in een beheerovereenkomst (gemengde grasstrook). Observaties nabij het nest tonen aan dat het individu hoofdzakelijk verblijft in slecht-ontwikkelde delen van een perceel wintertarwe en perceelsgrenzen met de beheerovereenkomst.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik W310.

Waarnemingen: 124 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 20ha

Periode: 9 juli 2019 – 12 juli 2019

Broedstatus: nest met vijf jongen

Individu W310 had een nest centraal op de figuur (broedlocatie = gele ster centraal op de figuur) in een beheerovereenkomst (faunavoedergewas). Frequente foerageervluchten werden ondernomen naar nabijgelegen beheerovereenkomsten met als doelbeheer een gemengde grasstrook plus (noord en zuid).



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik W317.

Waarnemingen: 53 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 13ha

Periode: 22 juli 2019 – 23 mei 2020

Broedstatus: nest met vier eieren

Individu W317 had een nest centraal op de figuur (broedlocatie = gele ster centraal op de figuur) in een beheerovereenkomst (gemengde grasstrook). Frequente foerageervluchten werden ondernomen binnen deze beheerovereenkomst en naar nabijgelegen perceelsgrenzen met wintertarwe (zuidwest) en een kruidenrijk perceel (noord).



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik B25.

Waarnemingen: 25 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 4ha

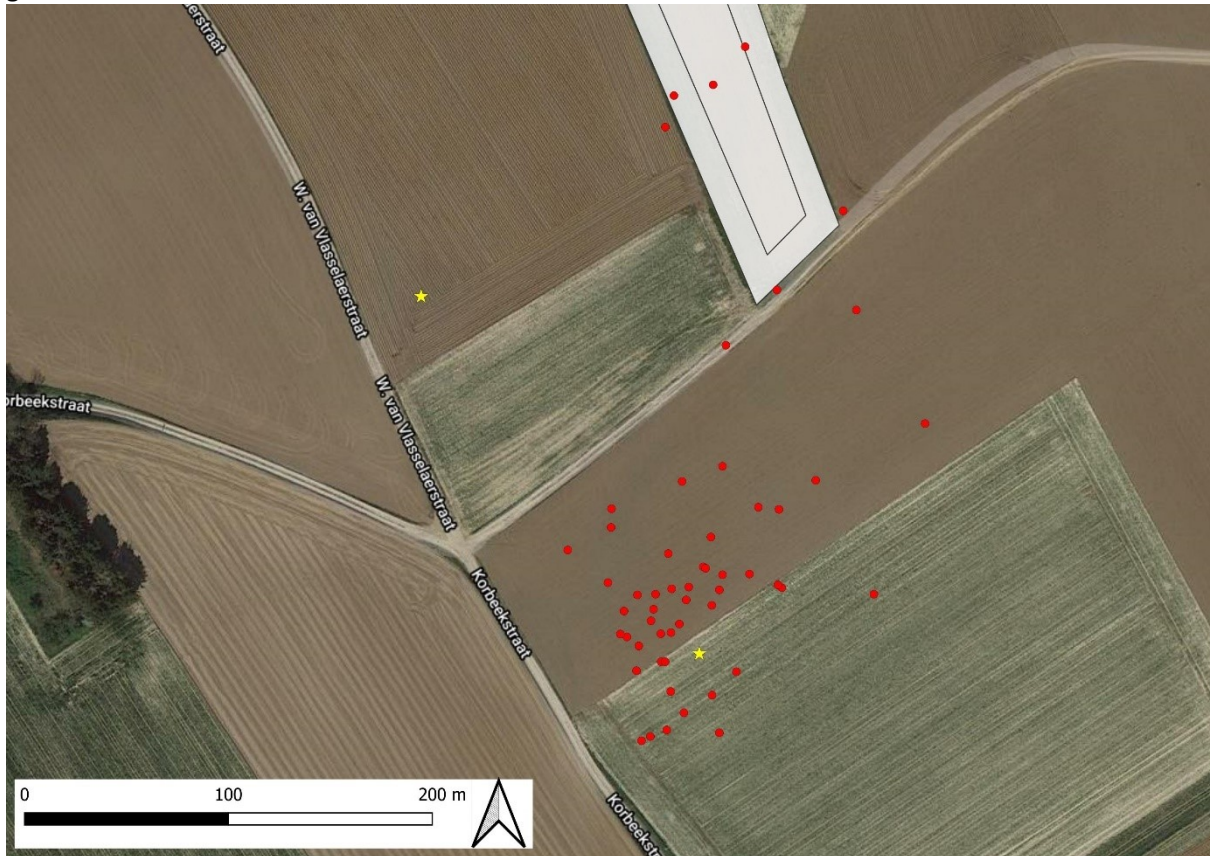
Periode: 4 juni 2020 – 5 juni 2020

Broedstatus: nest met vier jongen

Individu B25 wordt hoofdzakelijk geobserveerd in sproeisporen van het wintertarweveld (gele ster, onderaan figuur) waarin zij broedt. B25 onderneemt foerageervluchten (±150-250m) naar het noorden, richting een



kruidenrijke wegberm van een onverharde weg. Tijdens observaties van het nest werd duidelijk dat ook de omliggende grasstrook van een beheerovereenkomst (voedselgewas; wit) frequent bezocht werd. Het aantal GPS-observaties in de beheerovereenkomst is een onderschatting van het reële aantal bezoeken aan de grasstrook.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik B57.

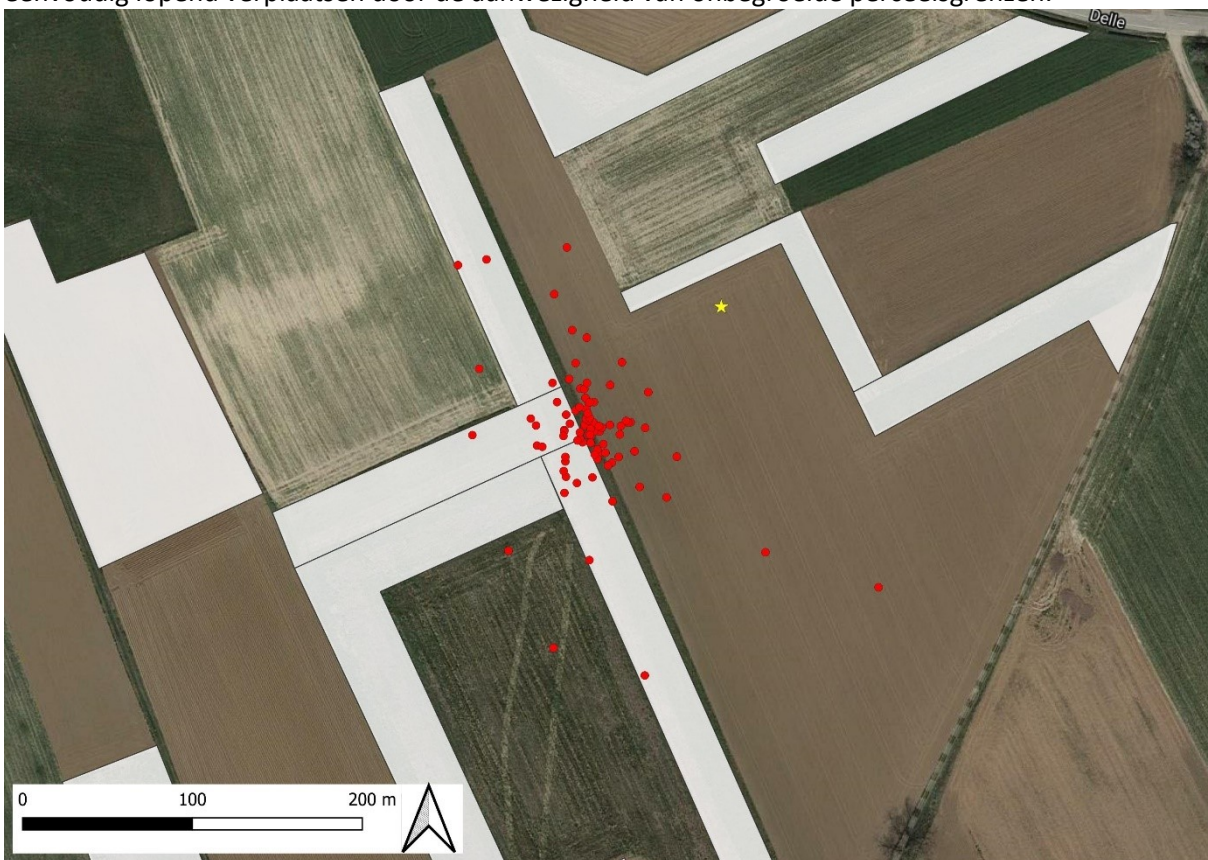
Waarnemingen: 90 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 3.5ha

Periode: 18 juni 2020 – 20 juni 2020

Broedstatus: nest met vier jongen

Individu B57 wordt gezenderd op 18 juni 2020, op een moment dat de jongen reeds uitlopen. De nestlocatie (gele ster) ligt noordoostelijk van het ruimtegebruik. Het ruimtegebruik van dit individu concentreert zich in twee vegetatietypes (bieten en gemengde grasstrook), beiden gekenmerkt door een zeer slecht ontwikkelde vegetatie. Tijdens observaties van het nest werd duidelijk dat zowel in het bietenveld en gemengde grasstrook werd gefoerageerd zonder duidelijke foerageervluchten te ondernemen. Het individu kon zich bovendien eenvoudig lopend verplaatsen door de aanwezigheid van onbegroeide perceelsgrenzen.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik B30.

Waarnemingen: 30 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 6.5ha

Periode: 9 juni 2020 – 10 juni 2020

Broedstatus: nest met vier jongen

Individu B30 foerageert hoofdzakelijk in slecht-ontwikkelde vegetaties, bestaande uit bieten en maïs ten oosten van de nestlocatie (gele ster, centraal op de figuur) en een beheerovereenkomst met zomertarwe (wit). Het perceel met zomertarwe bestond uit een dichte, kruidenrijke ondergroei, waarbij foerageerplekken te vinden waren op minder-ontwikkelde stroken waar dit individu kon lopen. Tijdens observaties van het nest, werd ook duidelijk dat dit individu foerageerde op de perceelsgrenzen met de beheersovereenkomst (cfr. naakte grond) en in sproeisporen van een naburige percelen met o.a. wintertarwe.



Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik B18.

Waarnemingen: 33 (interval 15 minuten)

Oppervlakte leefgebied: ± 3ha

Periode: 26 mei 2020

Broedstatus: nest met drie jongen



Individu B57 wordt gezenderd op een moment dat de jongen reeds uitlopen. Observaties bij het nest (broedlocatie = gele ster), gelegen in wintertarwe, suggereren dan ook dat de jongen in de buurt van het nest gevoederd werden. Het ruimtegebruik concentreert zich hoofdzakelijk in een zone met achtergelaten zandberg en de perceelsgrens met een beheerovereenkomst (gemengde grasstrook plus). De beheerovereenkomst bevatte een hoge en dichte kruidrijke vegetatie waarin de veldleeuwerik zich moeilijk leek te kunnen voortbewegen, waardoor deze opteerde te foerageren in de perceelsgrens. De zandberg bevatte een ijle kruidenvegetatie waarop deze, en minstens drie andere, leeuweriken vaak werden waargenomen. Andere GPS-observaties overlaptten vaak met sporensproei binnen de wintertarwe.

Detailbespreking ruimtegebruik veldleeuwerik B06 en B41.

Van individuen B06 en B41 zijn er geen gedetailleerde kaarten weergegeven. Voor individu B06 (beige op figuur 31) werden slechts drie GPS-observaties geregistreerd. Individu B41 heeft zich na het zenderen vermoedelijk onmiddellijk ontdaan van de GPS-logger.





Europees Landbouwfonds
voor Plattelandsontwikkeling:
Europa investeert
in zijn platteland



**Vlaamse
overheid**

VLM.BE