



Vlaanderen
is wetenschap

De impact van jacht op patrijzenpopulaties

Wat kunnen populatiemodellen ons leren?

Thomas Scheppers, Yasmine Verzelen, Koen Devos, Frank Huysentruyt, Jim Casaer, Tim Adriaens, Luc De Bruyn, Koen Van Den Berge, Toon Van Daele, Glenn Vermeersch

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Thomas Scheppers, Yasmine Verzelen, Koen Devos, Frank Huysentruyt, Jim Casaer, Tim Adriaens, Luc De Bruyn, Koen Van Den Berge, Toon Van Daele, Glenn Vermeersch
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Reviewer:

Niko Boone

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel, Belgium
www.inbo.be

e-mail:

thomas.scheppers@inbo.be

Wijze van citeren:

Scheppers T., Verzelen Y., Devos K., Huysentruyt F., Casaer J., Adriaens T., De Bruyn L., Van Den Berge K., Van Daele T., Vermeersch G. (2019). De impact van jacht op patrijzenpopulaties: Wat kunnen populatiemodellen ons leren? Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (29). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.15402520

D/2019/3241/166

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (29)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Vilda Photo / Yves Adams



De impact van jacht op patrijzenpopulaties

Wat kunnen populatiemodellen ons leren?

Thomas Scheppers, Yasmine Verzelen, Koen Devos, Frank Huysentruyt, Jim Casaer, Tim Adriaens, Luc De Bruyn, Koen Van Den Berge, Toon Van Daele, Glenn Vermeersch

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (29)

Voorwoord

Conform de Europese Vogelrichtlijn heeft Vlaanderen de verantwoordelijkheid om alle inheemse vogelsoorten in een gunstige 'staat van instandhouding' te houden of te brengen. Daarbij is bijzondere aandacht vereist voor soorten die op de Rode Lijst als 'Ernstig Bedreigd', 'Bedreigd' of 'Kwetsbaar' zijn aangeduid. Voor het herstel en behoud van deze soorten is een goed inzicht in de factoren die leiden tot hun status een eerste vereiste. Alleen op die manier is een doelgerichte en optimale inzet van maatregelen mogelijk en kunnen de beschikbare middelen prioritair ingezet worden voor die specifieke acties (beheermaatregelen) waarvan verwacht wordt dat ze de grootste positieve impact zullen hebben op de populatie.

Populatiemodellering is een vaak gebruikt instrument om beheerkeuzes te onderbouwen via projecties en analyses, en om de mogelijke impact van (te vergunnen) activiteiten op de soorten in kwestie te onderzoeken. In het INBO-project "Ontwikkelen en implementeren van contextafhankelijke populatiemodelleringstechnieken" (2015-2019) verbreden onderzoekers en projectmedewerkers hun kennis over de technieken rond populatiemodellering en bijhorende software. Dit gebeurt zowel aan de hand van vormingen als aan de hand van workshops rond concrete cases.

Het is in dit kader dat de patrijs (*Perdix perdix*) geselecteerd werd als casus. Dankzij onderzoek in het buitenland zijn er heel wat gegevens beschikbaar over de populatiedynamiek van deze soort en werden op basis daarvan verschillende populatiemodellen opgesteld. Daarnaast bestaat er in Vlaanderen controversie over het bejagen van een soort die in een ongunstige staat van instandhouding verkeert en op de Rode Lijst van de Vlaamse broedvogels de status 'Kwetsbaar' kreeg.

Specifiek voor Vlaanderen gingen we na wat de populatiemodellen ons kunnen leren over de impact van jacht op de patrijzenpopulaties. Dit rapport beoogt de opgedane kennis samen te vatten en beleidsaanbevelingen te formuleren. Welke beleids- of beheermaatregelen het meest efficiënt of effectief zouden zijn voor het herstel van de patrijs in Vlaanderen vormt niet de centrale vraagstelling van het rapport. Deze vraag zou immers een veel verregaandere vergelijkende analyse vergen van alle mogelijke beheermaatregelen en hun impact op het herstel van de patrijzenpopulaties in Vlaanderen. Daarvoor zijn betere inzichten nodig in de populatieparameters van de Vlaamse populatie, gegevens die op dit moment ontbreken.

Voordat we ingaan op de populatiemodellen, lichten we de actuele toestand van de patrijs en de huidige jachtwetgeving in Vlaanderen toe.

Samenvatting

Het doel van dit rapport is om de impact van jacht op de patrijzenpopulatie en de duurzaamheid hiervan na te gaan aan de hand van gepubliceerde populatiemodellen, en om beleidsaanbevelingen te formuleren over de bejaging van deze soort in Vlaanderen. Het project 'Algemene Broedvogels Vlaanderen' (ABV) toont over de periode 2007-2016 een sterke afname van 56% van de telgegevens van patrijs in Vlaanderen. Ook de afschotstatistieken van de Wildbeheereenheden (WBE) vertonen een - weliswaar minder - uitgesproken daling van 39%. De daling in het afschot doet zich voor in alle provincies en bij 81% van de WBE's.

Uit populatie-dynamisch onderzoek in het buitenland blijkt dat jacht op patrijs leidt tot een verlaging van de voorjaarsstand t.o.v. de niet-bejaagde situatie. Jachtmortaliteit bij patrijs blijkt immers niet of slechts gedeeltelijk gecompenseerd te worden door vermindering van andere vormen van (natuurlijke) wintermortaliteit. Dit neemt niet weg dat bij bejaging toch een stabiele of zelfs toenemende populatie kan bekomen worden, weliswaar op een lager populatieniveau dan in de niet-bejaagde situatie en alleen onder de voorwaarde dat er geen overbejaging plaatsvindt.

Potts (1986) onderzocht via een populatiemodel de effecten van verschillende jachtintensiteiten op de populatiegrootte. Zijn model illustreert hoe zonder een specifiek patrijzenbeheer een afschot van 20% van de najaarsstand duurzaam kan zijn, terwijl een jachtintensiteit van 50% de populatie doet uitsterven. Wanneer intensief beheermaatregelen ten gunste van patrijs genomen worden, kan de jacht een duurzaam karakter behouden bij een jachtintensiteit van maximaal 30% van de najaarsstand. Het effect van een bepaalde jachtintensiteit is dus afhankelijk van de habitatkwaliteit en de beheersituatie. De uitgangssituatie voor deze modellen is een typisch landbouwgebied in Engeland. Dit landschap biedt een betere patrijzenhabitat dan het actuele landbouwgebied in Vlaanderen. We kunnen daarom veronderstellen dat in de Vlaamse situatie een duurzaam afschot minder dan 20% van de najaarsstand zal bedragen. Verder toont het model aan dat het verbeteren van de habitatkwaliteit de grootste impact heeft op de populatiegrootte op lange termijn.

De Leo *et al.* (2004) ontwikkelden een ander populatiemodel specifiek om het effect van jacht en de kans op uitsterven hierdoor, te bepalen. Door toevalsfactoren in rekening te brengen, tonen ze aan dat een jachtintensiteit van 20% alsnog resulteert in een kans van 50% op uitsterven over een periode van 100 jaar. De auteurs besluiten dat kleine gefragmenteerde populaties zelfs een lage jachtintensiteit niet kunnen verdragen.

Het populatiemodel dat Bro *et al.* (2000) ontwikkelden beschrijft in detail de verschillende fases tijdens de reproductieperiode, waardoor het mogelijk wordt om de verschillende problemen die de patrijs ondervindt doorheen het jaar te bestuderen. Ze onderzochten via een elasticiteitsanalyse welke parameters de grootste invloed hadden op de populatiegroei. Daaruit bleek dat jacht (overleving gedurende het jachtseizoen) een van de drie belangrijkste parameters was. De twee andere, even belangrijke, parameters waren de winteroverleving en de overleving van de hen tijdens het leggen en het bebroeden van het eerste legsel.

De bovenstaande modellen illustreren dat de jachtintensiteit een belangrijke rol speelt in de populatieontwikkeling van patrijs. Bij te hoge afschotpercentages (overbejaging) zal de stand steeds achteruit gaan, los van het feit of er al dan niet habitatverbetering plaatsvindt. Overbejaging moet dus te allen tijde vermeden worden, omdat het de inspanningen van soortherstel teniet zal doen. Het is dan ook belangrijk een idee te hebben van de jachtintensiteit in Vlaanderen. Voor Vlaanderen ontbreken momenteel accurate schattingen van de voorjaarsstand. Ook zijn onvoldoende gegevens beschikbaar over modelparameters van de Vlaamse patrijzenpopulatie. Hierdoor is een precieze bepaling van de jachtintensiteit niet mogelijk en is het moeilijk uitspraken te doen over de mate waarin bejaging, naast habitatdegradatie, een rol speelt in de afname van de patrijs in Vlaanderen. Ondanks deze onzekerheden zijn er aanwijzingen dat de jachtintensiteit in bepaalde WBE's actueel te hoog is. Dit pleit minstens voor een lokaal jachtverbod zodat de populatie zich deels kan herstellen van deze overbejaging. Volledig herstel zal pas mogelijk zijn wanneer er naast een jachtverbod ook voldoende habitatverbetering plaatsvindt.

Overbejaging vormt voornamelijk een risico in gebieden met een lage populatiedensiteit, waar zelfs een laag afschot toch een niet-duurzaam hoog percentage van de najaarsstand kan vertegenwoordigen. De huidige jachtwetgeving tracht het risico op overbejaging tegen te gaan door jacht te beperken tot gebieden met een voldoende populatiegrootte. Daarbij werd gemiddeld 3 koppels patrijs per 100 ha open ruimte vooropgesteld, berekend over de drie voorgaande jaren. Het feit dat er in 2016, ondanks de dalende populatietrend in Vlaanderen,

in 116 (63%) WBE's een afschot gerealiseerd werd, doet de bruikbaarheid van deze drempelwaarde in zijn huidige toepassing in vraag stellen. Om het risico op overbejaging in gebieden met een lage populatiedensiteit tegen te gaan, raden we aan een alternatief te zoeken voor de huidige opdeling in gebieden waar wel en geen jacht wordt toegelaten.

Habitatverbetering is een bepalende factor om te komen tot een duurzaam populatieherstel van de patrijs. De kansen op herstel kunnen hierbij verhoogd worden door een tijdelijk jachtverbod op patrijs. Om die reden raden we aan om in een periode met een gerichte aanpak voor grootschalig habitatherstel (bv. via het in opmaak zijnde soortbeschermingsprogramma 'Akkervogels' met een looptijd van vijf jaar) in deze gebieden een tijdelijk jachtverbod in te stellen. Op deze manier zou de voorjaarsstand licht moeten verhogen, waardoor de populatie betere kansen heeft om te reageren op habitatverbeteringen. Wanneer de populatie zich hersteld heeft op een voldoende hoog niveau, kan de jacht opnieuw geopend worden, op voorwaarde dat ze duurzaam is.

Een jachtverbod in de overige gebieden kan zinvol zijn indien het effect van het eventueel wegvallen van habitatverbetering door de jagerij kleiner is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit. In dat scenario zal de populatie minder snel achteruit gaan, waardoor er tijd gewonnen wordt voor het implementeren van voldoende habitatverbetering. Indien het effect van het wegvallen van de habitatverbetering echter groter is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit, zal een jachtverbod op korte termijn resulteren in een snellere achteruitgang van de patrijs. In dat scenario is een jachtverbod niet zinvol. De huidige onzekerheden laten niet toe om te voorspellen welk scenario het meest waarschijnlijk is. In beide scenario's zal de populatie in deze gebieden bij ontoereikende of onvoldoende habitatmaatregelen, ondanks een jachtverbod, op lange termijn echter achteruit gaan. De keuze tussen beide scenario's vormt dan ook een waardeoordeel over hoe om te gaan met deze onzekerheid.

Het realiseren van habitatherstel vereist medewerking van landbouwers en jagers. Voor de jachtsector is het aangewezen duidelijke criteria vast te stellen om te bepalen wanneer een jachtverbod wordt ingesteld of opgeheven. We moeten daarbij niet alleen de lokale populatietrend in rekening brengen, maar ook de trend in de omliggende gebieden en de Vlaamse trend. Het ABV-project kan gebruikt worden voor het opvolgen van de Vlaamse trend. Het schatten van de lokale populatiegrootte, en eventueel deze van de omliggende gebieden, vereist een validatie van de WBE-gegevens of het implementeren van een andere, gestandaardiseerde telmethode.

Een knelpunt bij het extrapoleren van bevindingen van bestaande, buitenlandse populatiemodellen voor patrijs is het ontbreken van gegevens over de populatiekenmerken van de Vlaamse patrijzenpopulaties. Hoewel de problematiek van de achteruitgang van patrijs een Europees fenomeen is, zijn de meeste studies uitgevoerd in gebieden met hogere populatiedensiteiten en daardoor minder toepasbaar voor Vlaanderen. Bovendien bestaan er tussen de landen grote verschillen in de manier waarop de jacht op patrijs wordt uitgeoefend (geen jacht tot het uitzetten van patrijzen in functie van de jacht) en de graad van predatorbestrijding. Om Vlaamse modelparameters te bekomen, moeten o.a. het broedsucces en de verschillende vormen van mortaliteit gemeten worden. Hiervoor is zenderonderzoek noodzakelijk. Dergelijk onderzoek zou ook toelaten om het effect van individuele beheermaatregelen te helpen evalueren. Vaak is het effect van de individuele maatregelen niet rechtstreeks meetbaar en kan enkel het gezamenlijke effect van het gevoerde beheer onrechtstreeks geëvalueerd worden via patrijzentellingen in het voorjaar. Voor terreinbeheerders is de beschikbaarheid van deze kennis cruciaal om beheermaatregelen gericht te kunnen inzetten.

Aanbevelingen voor het beleid

De Vlaamse patrijzenpopulatie kent een aanhoudende sterke afname die in elke provincie waarneembaar is. De huidige inspanningen voor het herstel van deze soort volstaan niet om de dalende populatietrend een halt toe te roepen. Wijzigingen in het beleid dringen zich op om deze soort opnieuw in een gunstige staat van instandhouding te brengen.

Er kan met vrij grote zekerheid aangenomen worden dat de sterke afname van de patrijs in Vlaanderen in de eerste plaats het gevolg is van het verlies van geschikt leefgebied. Intensivering van het landgebruik en de degradatie van het landschap zijn hierin belangrijke factoren geweest. Een herstel van patrijzenpopulaties is alleen mogelijk indien op voldoende grote schaal maatregelen worden genomen om de habitatkwaliteit te verhogen. Het in opmaak zijnde soortbeschermingsplan (SBP) 'Akkervogels' en projecten zoals het Interreg-project PARTRIDGE bieden hiervoor opportuniteiten.

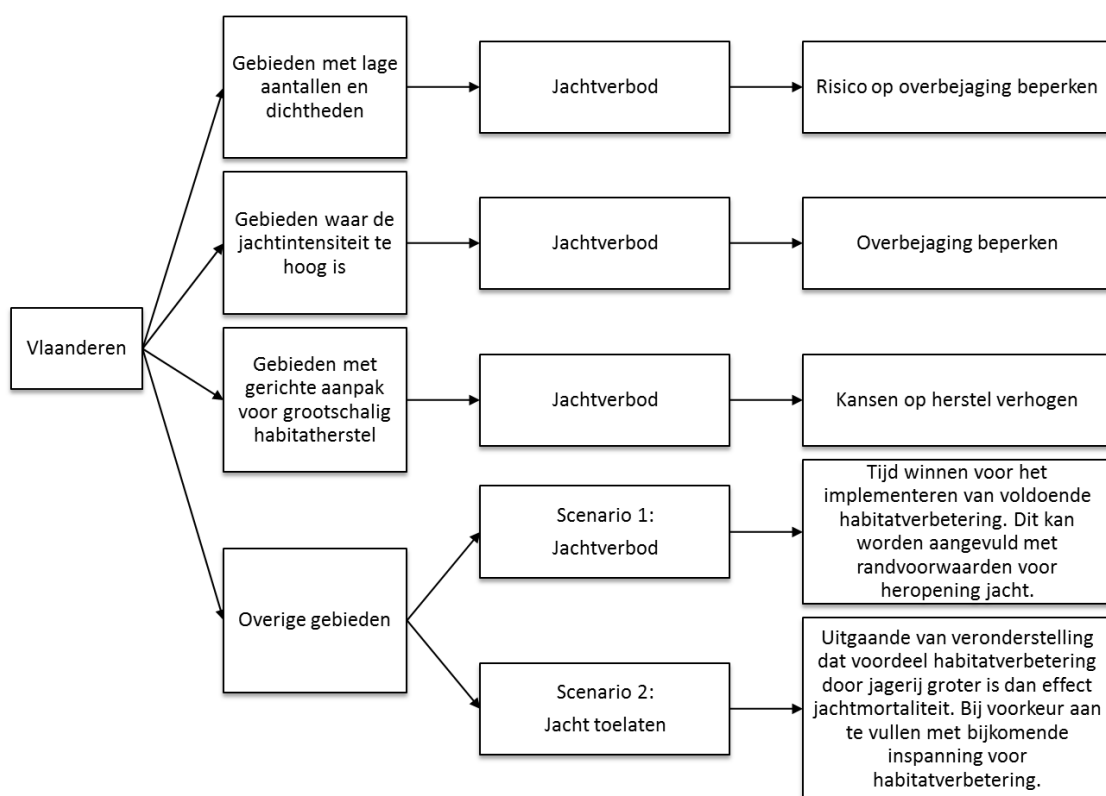
Ondanks zijn kwetsbare status is de patrijs tot op vandaag een bejaagbare soort. Aangezien de jacht op patrijs volgens de Vlaamse jachtwetgeving uitgeoefend moet worden in het kader van duurzaam wildbeheer, maar zowel de populatie als het afschot een sterke daling kennen, moet het duurzaam karakter van de jacht op patrijs momenteel in vraag worden gesteld.

Overbejaging is nefast voor de populatie en leidt tot een afname van de populatiegrootte en op lange termijn tot het uitsterven van de populatie. De huidige jachtwetgeving slaagt er onvoldoende in om overbejaging tegen te gaan, zo blijkt uit een analyse van de WBE-statistieken. Daarnaast vormt overbejaging voornamelijk een risico in gebieden met een lage populatiedensiteit. Om het risico op overbejaging te verkleinen, raden we aan om in eerste instantie een alternatief te implementeren voor de opdeling in gebieden waar jacht al dan niet wordt toegelaten.

Habitatverbetering is een bepalende factor om te komen tot een duurzaam populatieherstel van de patrijs. De kansen op herstel kunnen hierbij verhoogd worden door een tijdelijk jachtverbod op patrijs. Daarom raden we aan om in een periode met een gerichte aanpak voor grootschalig habitattherstel (bv. via het in opmaak zijnde soortbeschermingsprogramma 'Akkervogels' met een looptijd van vijf jaar) in deze gebieden ook een tijdelijk jachtverbod in te stellen. Eenmaal de populatie zich hersteld heeft en zich kan handhaven op een stabiel en voldoende hoog niveau, kan jacht opnieuw toegelaten worden, onder de voorwaarde dat er geen overbejaging plaatsvindt. Populatiodynamische parameters en populatiemodellering moeten dan bepalen hoe hoog de jachtintensiteit maximaal kan zijn.

Naast het invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod in het kader van populatieherstel (1) in gebieden met lage aantallen en dichtheden waar het risico op overbejaging groot is, (2) in gebieden waar er aanwijzingen zijn voor overbejaging en (3) in gebieden met een gerichte aanpak voor grootschalig habitattherstel, stelt zich de vraag of een meer algemeen (tijdelijk) jachtverbod in de resterende gebieden in Vlaanderen zinvol kan zijn. Bij dergelijk jachtverbod bestaat de kans dat jagers geen of minder habitatmaatregelen ten gunste van de patrijs zullen uitvoeren. In het scenario waarbij het effect van het wegvallen van de maatregelen door de jagerij kleiner is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit, zal de populatie minder snel achteruit gaan. Daardoor wordt er tijd gewonnen voor het implementeren van voldoende habitatverbetering. In dit scenario is een algemeen jachtverbod zinvol. In het andere mogelijk scenario, waarbij het effect van het wegvallen van de maatregelen groter is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit, zal een jachtverbod op korte termijn resulteren in een snellere achteruitgang van de patrijs. In dat scenario is een jachtverbod niet zinvol. De huidige onzekerheden over de positieve effecten van maatregelen vanuit de jagerij en de grootte van de jachtintensiteit laten echter niet toe om te voorspellen welk scenario het meest waarschijnlijk is. In beide scenario's zal de populatie in deze gebieden bij ontoereikende of onvoldoende habitatmaatregelen, ondanks een jachtverbod, op lange termijn achteruit gaan. De keuze tussen beide scenario's vormt dan ook een waardeoordeel over hoe om te gaan met deze onzekerheid.

Volgende figuur (Figuur 1) geeft de aanbevelingen voor het invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod op patrijs in het kader van populatieherstel in Vlaanderen schematisch weer.



Figuur 1: Samenvatting van de aanbevelingen voor het invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod op patrijs in het kader van populatieherstel in Vlaanderen.

English abstract

The Common Breeding Bird Census in Flanders as well as the hunting bag show a strong decline of the grey partridge (*Perdix perdix*) over the period 2007-2016 in Flanders, northern Belgium, up to -56% in the monitoring data and -39% in the game bag data. Overall, the game bag declines in all provinces, and on the level of the game management unit (GMU) this was the case for 81% of the GMUs during this period. The persistent decline of the grey partridge increases the call for a hunting ban on the species. This report aims to evaluate the impact and the sustainability of partridge hunting based on published population models and to formulate recommendations for the hunting policy of this species in Flanders.

Population-dynamic research in other countries shows that hunting partridges reduces spring population numbers compared to the non-hunted situation. Hunting mortality in partridge is not or only partially compensated for by a reduction in other forms of (natural) winter mortality. Nonetheless, despite being hunted, a stable or even increasing population can be obtained, on a lower population level than in the non-hunted situation and only on the condition that overhunting does not occur.

Potts (1986) examines the effect of different levels of hunting on the population under a range of management scenarios through population modelling. His model illustrates how, in the absence of specific management measures for partridge, a harvest rate of 20% of the autumn population size is sustainable, while a 50% rate would drive the population to extinction. With intensive management in favour of partridges, the sustainable harvest rate increases up to 30% of the autumn population size. The effect of a certain hunting intensity (harvest rate) depends on the management situation. Since the model is based upon a typical arable situation in the UK, with a certain composition of arable fields and hedges that provides better habitat for partridges, it can be assumed that the sustainable harvest rate will be less than 20% of the autumn population size in the Flemish situation. The model further demonstrates that improving the habitat quality has the greatest impact on population size in the long term.

De Leo *et al.* (2004) developed another population model to specifically address the effect of hunting and the extinction risk. By taking into account stochasticity, they showed that a harvest rate of 20% still corresponds to a 50% chance of extinction over a period of 100 years. The authors therefore conclude that small fragmented populations cannot tolerate even low harvest rates.

The population model of Bro *et al.* (2000) describes the different steps of reproduction, allowing to assess the different problems the partridge faces throughout the year. They examined the relative influence of the different parameters on the population growth by means of an elasticity analysis. This showed that hunting (survival rate during the shooting season) was one of the three most important parameters influencing population growth rate. The other two, equally important, parameters were overwinter survival rate and survival rate of the hen during laying and incubation of the first clutch.

The above population models illustrate that the hunting rate plays an important role in the population growth of the partridge. Unsustainable hunting in any scenario, with or without habitat improvement, jeopardizes the population in the long term. It is therefore important to avoid unsustainable hunting at all time, since it will nullify the efforts for population recovery. In this respect, it is crucial to have an idea about the current hunting rate of partridge in Flanders. The lack of accurate spring population estimates and the absence of data on population parameters for Flanders, however, impedes the assessment of the hunting rate. Therefore, it is currently impossible to assess the extent to which hunting, in addition to habitat degradation, plays a role in the population decline in Flanders. Despite these uncertainties, there are indications that the hunting rate in certain GMUs is currently too high. This pleads for a local hunting ban in order to allow the population to partly recover from this overhunting.

Unsustainable hunting is especially a risk in areas with low population density, for which even a low hunting bag could represent a non-sustainable high proportion of the autumn population. The current hunting legislation aims to decrease the risk of unsustainable hunting by restricting hunting to areas with sufficient population density. The fact that 116 of the 185 GMUs (63%) reported a bag for partridge, questions the effectiveness of the current approach. In order to decrease the risk of unsustainable shooting in areas with low population density, we recommend considering alternative strategies for the designation of areas in which hunting can be allowed or not.

Habitat improvement plays a key role in an effective recovery strategy for the partridge. The chances for recovery can be increased by implementing a temporary hunting ban. Therefore, we recommend installing a temporary

hunting ban during periods of large scale habitat recovery programs in these areas (e.g. the species protection program 'Farmland birds'). This way the spring stock population would increase, allowing the population to respond better to habitat improvements. If the population recovers to a sufficiently high level, hunting can be allowed again, under the condition of sustainability.

Implementing a hunting ban in the remaining areas can be meaningful under the condition that the effect of the loss of habitat improvement by hunters is outweighed by the effect of the absence of hunting mortality. In this scenario, the population decline will be slower, in which case time can be gained to implement sufficient habitat improvement for population recovery. Alternatively, in case the effect of the loss of habitat improvement by hunters is greater than the effect of additive hunting mortality, a hunting ban will result in a faster decline of the partridge population. Given the current uncertainties we are not able to predict which scenario is the most plausible. On the long term, however, the population will, despite a hunting ban, decline in both scenarios in case of insufficient habitat improvement. The choice between both scenarios forms a value judgement about how to deal with this uncertainty.

Accomplishing habitat improvement acquires the cooperation of farmers and hunters. Clear criteria on the decision whether a hunting ban will be implemented and when it will be suspended should therefore be determined. To do this, local and regional population trends as well as the trend in the surrounding areas should be taken into account. The Common Breeding Bird Census can be used to monitor the regional (Flemish) trend. The estimation of the local population size, and potentially the surrounding areas, requires the validation of the GMU estimates, or the implementation of another standardised monitoring method.

Extrapolating the findings of existing foreign partridge population models to the Flemish situation is complicated because data on the population parameters of the Flemish partridge population are lacking. Even though the decline of the partridge is a European phenomenon, research on this topic is biased to areas with high population density and therefore less applicable to Flanders. Moreover, large differences between countries exist in the practice of partridge hunting (ranging from no hunting to releasing prior to the hunting season) and the level of predator control. Obtaining Flemish population parameters, such as breeding success and mortality, requires a telemetry study. Such a study would also aid in the evaluation of the effectiveness of individual conservation measures. Without telemetry, the effect of individual measures is often not directly measurable and only the combined effect of the management can be assessed indirectly by spring counts. Nonetheless, this information is crucial for field managers in order to implement effective measures.

Inhoudstafel

Voorwoord	4
Samenvatting	5
Aanbevelingen voor het beleid	7
English abstract.....	9
Lijst van figuren	12
1 Toestand van de patrijs in Vlaanderen	14
1.1 Verspreiding	14
1.2 Trend	15
1.2.1 ABV-project	15
1.2.2 WBE-statistieken	16
1.3 Populatiegrootte	19
1.4 Rode Lijst-status	19
2 Jachtwetgeving	20
3 Impact van jacht op de populatie	23
3.1 Jachtmortaliteit: additief of compensatorisch?	23
3.2 Theoretisch kader duurzame jacht.....	23
3.3 Populatiemodellen voor patrijs	24
3.3.1 Model van Potts (1986).....	24
3.3.2 Model van De Leo <i>et al.</i> (2004)	26
3.3.3 Model van Bro <i>et al.</i> (2000).....	27
4 Jachtintensiteit in Vlaanderen	29
4.1 Populatiemodel voor het schatten van de najaarsstand	29
4.2 Jachtintensiteit op Vlaams niveau.....	31
4.3 Jachtintensiteit op WBE niveau	31
4.4 Interpretatie van de jachtintensiteit	33
4.5 Conclusie	36
5 Impact van een jachtverbod	37
6 Maatregelen naast habitatverbetering	39
7 Bijdrage van de jagerij aan populatieherstel.....	40
8 Instellen van een jachtverbod	41
9 Opheffen van een jachtverbod	44
10 Kennislacunes	45
11 Conclusies	47
Referenties	48
Bijlage 1: Jachtwetgeving met betrekking tot de jacht op patrijs	51

Lijst van figuren

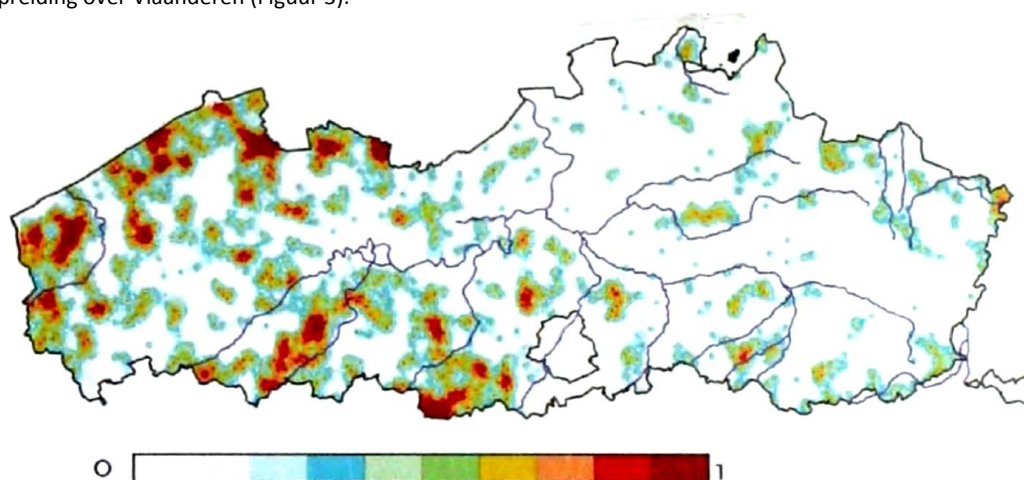
Figuur 1: Samenvatting van de aanbevelingen voor het invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod op patrijs in het kader van populatieherstel in Vlaanderen.	8
Figuur 2: Relatieve dichtheidskaart van de patrijs in Vlaanderen (Devos, 2004). Voor elk steekproefhok werd de aanwezigheid gedurende twee uren veldonderzoek bepaald (1 of 0) en door middel van een interpolatietechniek werden de tussenliggende waarden berekend, zodat de kaart in feite de kans weerspiegelt om de soort aan te treffen.	14
Figuur 3: Gemiddeld jaarlijks afschot per 100 ha over de periode 1998-2007 (Scheppers & Casaer, 2008).	14
Figuur 4: Trend in de index voor patrijs volgens de ABV-monitoring over de periode 2007-2016 (volle lijn), waarbij het referentiejaar 2007 op 100% werd gezet. De horizontale onderbroken lijn geeft het referentiejaar weer, de donker gekleurde zone het 95% betrouwbaarheidsinterval.	16
Figuur 5: De index van het afschot per 100 ha van patrijs volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016, waarbij het referentiejaar 2007 op 1 werd gezet.	17
Figuur 6: Het afschot per 100 ha van patrijs per provincie volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016.	18
Figuur 7: De index voor het afschot per 100 ha van patrijs per provincie volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016, waarbij het referentiejaar 2007 voor elke provincie op 1 werd gezet.	18
Figuur 8: Overzicht voor het jaar 2016 van de wildbeheereenheden in Vlaanderen die al dan niet voldeden aan de voorwaarden voor de jacht op patrijs en die al dan niet een afschot rapporteerden.	21
Figuur 9: Het effect van jachtintensiteit (op een schaal van 0 tot 1) (Harvest rate) op de voorjaarsstand (Stock) en de omvang van het afschot (Yield) voor een theoretische populatie. MSY staat voor Maximum Sustainable Yield. Naar Aebischer (1991).	24
Figuur 10: Effect van jachtinspanning op patrijs (Harvest rate, uitgedrukt als een percentage van de najaarsstand) op de voorjaarsstand (Stock, uitgedrukt in aantal koppels per km ² in het voorjaar) (volle lijn) en het afschot (Harvest, uitgedrukt in aantal vogels per km ²) (onderbroken lijn) op basis van het populatiemodel van Potts (1986) voor een typisch landbouwgebied in Engeland. MSY: Maximum Sustainable Yield, OSY: Optimum Sustainable Yield. Aangepaste figuur uit Watson <i>et al.</i> (2007).	25
Figuur 11: De effecten van jachtintensiteit en beheermaatregelen op de voorjaarsstand van patrijs, gebaseerd op het populatiemodel van Potts (1986). Uit Robertson (1991). Voor toelichting over de letters verwijzen we naar de tekst.	26
Figuur 12: Kans op uitsterven onder 5 verschillende jachtintensiteiten (harvest rate) in functie van verschillende drempelwaarden voor de voorjaarsdensiteit (extinction threshold) volgens het populatiemodel van De Leo <i>et al.</i> (2004) op basis van populatiekenmerken van Frankrijk, Polen en Italië. De drempelwaarde van 5 patrijzen per km ² is aangeduid in het rood en vormt volgens de auteurs een realistische drempelwaarde waaronder gefragmenteerde populaties kunnen uitsterven. Uit De Leo <i>et al.</i> (2004).	27
Figuur 13: Stochastische elasticiteitscoëfficiënten van de modelparameters van Bro <i>et al.</i> (2000); gemiddelde \pm standaarddeviatie voor de 10 studiegebieden. S_1 : de overleving van de hen tijdens het leggen en broeden van het eerste legsel; α : het percentage succesvolle nesten van het eerste legsel; Hatched1: het aantal uitgekomen eieren in de succesvolle nesten van het eerste legsel; S_{j1} : de overleving van de kuikens van het eerste legsel tot een leeftijd van 6 weken; β : het aantal hennen waarvan het eerste legsel verloren gaat die een tweede legsel beginnen; S_2 : de overleving van de hen na het ontluiken van het eerste legsel of nadat het eerste legsel verloren gaat; S_3 : de overleving van de hen tijdens het leggen en broeden van het tweede legsel; γ : het percentage succesvolle nesten van het tweede legsel; Hatched2: het aantal uitgekomen eieren in de succesvolle nesten van het tweede legsel; S_{j2} : de overleving van de kuikens van het tweede legsel tot een leeftijd van 6 weken; S_4 : de overleving van de hen na het ontluiken van het tweede legsel of nadat het tweede legsel verloren gaat; S_5 : de overleving tijdens het jachtseizoen; S_6 : de overleving tijdens de winter. Uit Bro <i>et al.</i> (2000).	28

Figuur 14: Het populatiemodel van Bro <i>et al.</i> (2000), aangepast door Roodbergen (2013). De modelparameters worden toegelicht in Tabel 1. Figuur uit Roodbergen (2013). De kans op broeden (b) wordt hier niet weergegeven aangezien Bro <i>et al.</i> (2000) er van uit gaan dat alle hennen proberen te broeden ($b = 1$). Hatched1 en Hatched2 worden in de tabel weergegeven als u_1 en u_h .	30
Figuur 15: Histogram van de jachtintensiteit op het niveau van de WBE voor de 116 WBE's die een afschot rapporteerden in 2016. De onderbroken lijn duidt de drempelwaarde van 20% voor een duurzame jachtintensiteit aan.	32
Figuur 16: Histogram van de jachtintensiteit op het niveau van de WBE voor de 116 WBE's met een afschot in 2016 opgedeeld per provincie. De drempelwaarde voor de jachtintensiteit van 20% wordt aangeduid met een onderbroken lijn.	33
Figuur 17: Histogram van de gerapporteerde voorjaarsstand van patrijs in 2016 per wildbeheereenheid (WBE); a) het aantal koppels per 100 ha gerapporteerde oppervlakte (aantal WBE's = 179) en b) het aantal koppels per 100 ha open ruimte binnen de WBE (aantal WBE's = 185).	35
Figuur 18: Vergelijking van de gemodelleerde trend van de voorjaarsstand van patrijs onder vier beheersscenario's: habitatverbetering zonder jacht, habitatverbetering met jacht (afschot van 20% van de najaarsstand), habitatdegradatie zonder jacht, habitatdegradatie met jacht (afschot van 20% van de najaarsstand). Uit Aebischer (1991).	37
Figuur 19: Instandhouding van de patrijs onder verschillende beheersscenario's waarbij + staat voor een gunstige en - voor een ongunstige staat van instandhouding	38
Figuur 20: Simulatie van de patrijsenpopulatie in Sussex (Groot-Brittannië) onder de toenmalige omstandigheden ('As it was (simulation)'), bij het intensifiëren van predatorbestrijding ('Run 2') en bij het intensifiëren van predatorbestrijding in combinatie met habitatverbetering ('Run1'). Uit Potts (1986).	39
Figuur 21: Kaart met de 10 Faunabeheerzones in Vlaanderen.	42
Figuur 22: Het aantal gerapporteerde broedparen, het aantal geschoten patrijzen en de oppervlakte van het werkingsgebied voor de 185 erkende wildbeheereenheden (WBE's) in 2016. De WBE's in de grafiek zijn gerangschikt volgens de toename van het aantal gerapporteerde broedparen. De stippellijn duidt de grens aan van 100 en 200 broedparen volgens Péroux <i>et al.</i> (2006). Deze wordt bereikt bij respectievelijk de 111 ^{ste} en de 148 ^{ste} WBE. Verklaring van de symbolen: ● het aantal broedparen in WBE's zonder afschot; ● het aantal broedparen in WBE's met afschot; ● het aantal geschoten patrijzen per WBE met afschot; △ de oppervlakte van het werkingsgebied van de WBE.	42

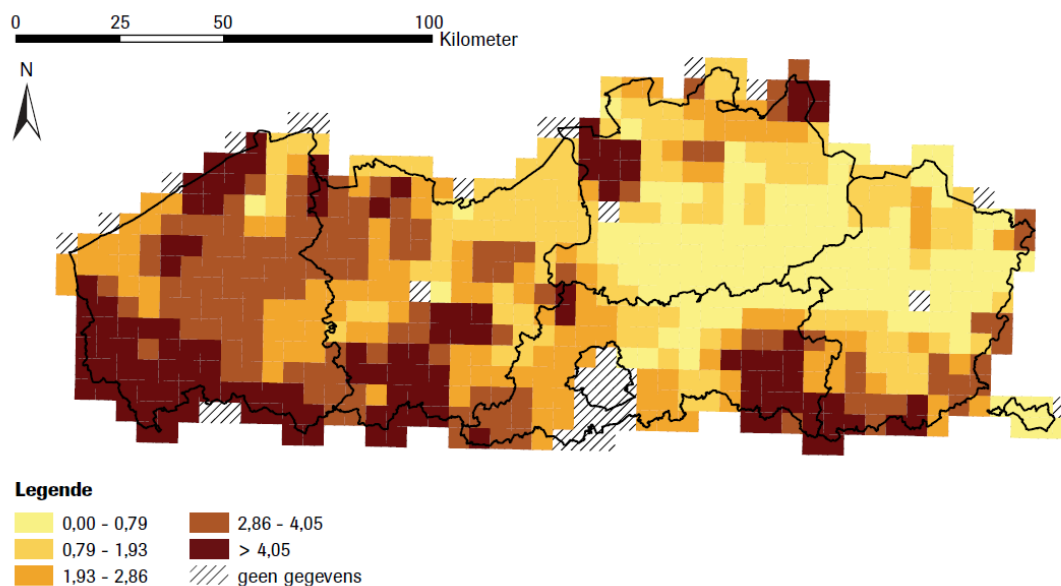
1 Toestand van de patrijs in Vlaanderen

1.1 Verspreiding

De recentste gebiedsdekkende en gestandaardiseerde tellingen voor Vlaanderen werden uitgevoerd in het kader van de Broedvogelatlas en hebben betrekking op de periode 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004). In deze periode stelt Devos (2004) dat de patrijs voornamelijk voorkomt in het westen en het zuiden van Vlaanderen (Figuur 2). Devos (2004) vermeldt dat dichtheden van meer dan 4 koppels per 100 ha in 2002 zeer zeldzaam zijn geworden en nog enkel zeer lokaal worden aangetroffen. Sinds 2002 is de populatie nog verder achteruit gegaan (zie 1.2). De gemiddelde afschotgegevens over de periode 1998-2007 per 100 ha tonen een in grote lijnen een gelijkaardige verspreiding over Vlaanderen (Figuur 3).



Figuur 2: Relatieve dichtheidskaart van de patrijs in Vlaanderen (Devos, 2004). Voor elk steekproefhok werd de aan- of afwezigheid gedurende twee uren veldonderzoek bepaald (1 of 0) en door middel van een interpolatietechniek werden de tussenliggende waarden berekend, zodat de kaart in feite de kans weerspiegelt om de soort aan te treffen.



Figuur 3: Gemiddeld jaarlijks afschot per 100 ha over de periode 1998-2007 (Scheppers & Casaer, 2008).

1.2 Trend

Voor de evolutie (trend) van patrijs op Vlaams niveau beschikt het INBO over twee databanken, namelijk de Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV) en de Wildbeheereenheden (WBE) statistieken.

1.2.1 ABV-project

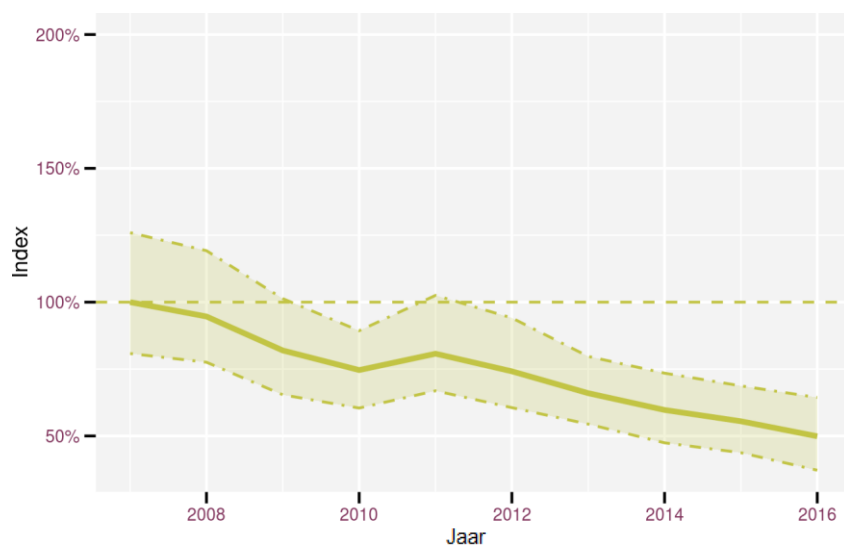
Het ABV-project startte in 2007 en is gebaseerd op een door het INBO ontwikkeld meetnet van 1.200 gestratificeerd-willekeurige (stratified random) geselecteerde kilometerhokken verspreid over Vlaanderen. Het INBO coördineert het project, analyseert de gegevens en rapporteert naar regionale, nationale en internationale overheden. Natuurpunt staat in voor de coördinatie van het vrijwilligersnetwerk en de verdeling van de steekproefhokken onder die vrijwilligers. Vrijwilligers moeten op een gestandaardiseerde manier broedvogels in de vastgelegde kilometerhokken tellen. De tellingen gebeuren 3x per jaar (in de periodes 1 maart tot en met 15 april – 16 april tot en met 31 mei – 1 juni tot en met 15 juli) gedurende een ochtendbezoek (tussen zonsopgang en maximaal 4 uur erna). Elk hok wordt in een driejaarlijkse cyclus geteld, dus één keer om de drie jaar. In elk hok liggen zes telpunten en op elk punt noteert de waarnemer de (potentiële) broedvogels die hij gedurende 5 minuten gehoord of gezien heeft.

Het project levert jaarlijks indices voor een 100-tal algemene en schaarse broedvogels in Vlaanderen. De index beschrijft de trend sinds de start van het ABV-project in 2007, met 2007 als referentiejaar. De meest recente data dateren van 2016. Dit betekent dat de in dit rapport besproken trends betrekking hebben op de periode 2007-2016.

Op basis van de verandering per jaar wordt de geobserveerde trend per soort in een van onderstaande categorieën ingedeeld (Devos *et al.*, 2016b):

- Sterke toename (= een significante toename van > 5% per jaar)
- Matige toename (= een significante toename van < 5% per jaar)
- Stabiel (= een niet significante aantalsverandering die kleiner is dan 5% per jaar)
- Matige afname (= een significante afname van < 5% per jaar)
- Sterke afname (= een significante afname van > 5% per jaar)

De gegevens van het ABV-project tonen een sterke afname van -56% (95% betrouwbaarheidsinterval: -37% tot -69%) over de periode 2007-2016 (Figuur 4). De trend is een sterke afname omdat de aantalsverandering significant is en hoger dan 5% per jaar.



Figuur 4: Trend in de index voor patrijs volgens de ABV-monitoring over de periode 2007-2016 (volle lijn), waarbij het referentiejaar 2007 op 100% werd gezet. De horizontale onderbroken lijn geeft het referentiejaar weer, de donker gekleurde zone het 95% betrouwbaarheidsinterval.

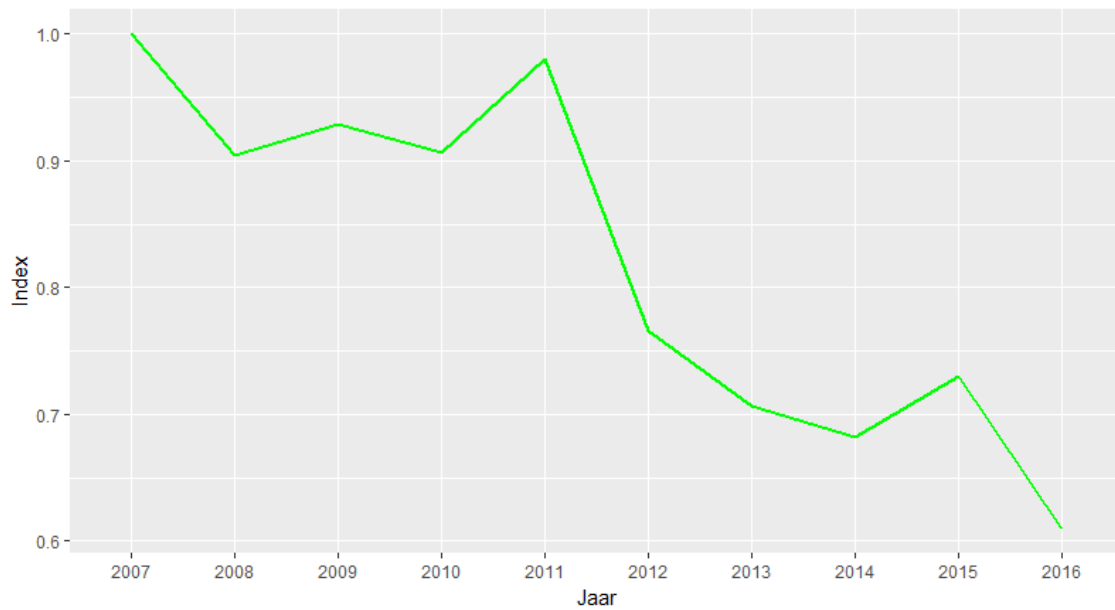
1.2.2 WBE-statistieken

De WBE-statistieken zijn gebaseerd op de jaarlijkse wildrapporten die de erkende wildbeheereenheden aanleveren. Jachtrechthouders in Vlaanderen kunnen zich op vrijwillige basis groeperen tot een wildbeheereenheid met het oog op een beter op elkaar afgestemd wildbeheer. Sinds 1998 kunnen deze WBE's erkend worden door de Vlaamse Overheid indien ze voldoen aan een aantal voorwaarden. Een van de voorwaarden is dat ze jaarlijks hun voorjaarsstellingen en afschotgegevens van het voorbije jaar melden aan het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB). Het INBO heeft als taak om de gegevens te standaardiseren, te analyseren en te rapporteren.

Sinds de erkenning van de eerste WBE's in 1999, nam het aantal erkende WBE's in Vlaanderen sterk toe. Hierdoor stijgt ook de oppervlakte waarover gegevens beschikbaar zijn. In dit rapport gebruiken we gegevens van 2007 tot 2016 om vergelijkbaar te zijn met de periode van het ABV-project. Door de gerapporteerde oppervlakte in rekening te brengen (afschot per 100 ha), kan gecorrigeerd worden voor het verschil in oppervlakte tussen de jaren.

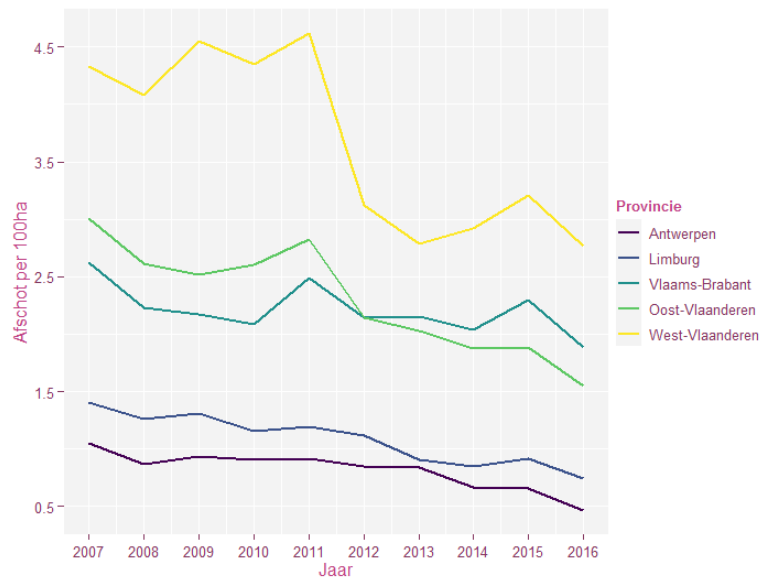
De jaarlijkse wildrapporten bevatten zowel gegevens over de voorjaarsstand van een selectie van soorten (waaronder patrijs), als de afschotcijfers van alle jachtwildsoorten. In tegenstelling tot het ABV-project is er echter geen gestandaardiseerde methode vastgelegd voor het uitvoeren van tellingen in jachtterreinen. Door het ontbreken van een standaardmethode is de accuraatheid en de precisie van de schatting van de voorjaarsstand niet bekend. Op voorwaarde dat de gebruikte methode binnen een WBE steeds dezelfde is, kunnen de gegevens mogelijk wel voor die WBE gebruikt worden om de trend te bepalen. Het bepalen van een Vlaamse trend is hiermee echter niet mogelijk. In tegenstelling tot de voorjaarsstellingen geven de afschotcijfers geen schattingen, maar het effectief aantal geschoten dieren weer. Hierdoor is het wel mogelijk om een trend in de afschotcijfers te bepalen op Vlaams niveau. De interpretatie van de afschotcijfers vereist echter de nodige voorzichtigheid, zeker bij de vertaling van de afschotcijfers naar populatiegrootte. Zo hebben verschillende factoren een impact op het gerealiseerde afschot, waaronder ecologische en socio-economische factoren, jachtethiek, jachtreglementering en de geleverde jachtinspanningen (zie Scheppers & Casaer (2008) voor meer informatie). Het ontbreken van informatie over de geleverde jachtinspanning en eventuele veranderingen daarin, bemoeilijkt de interpretatie van het verband tussen de aanwezige najaarspopulatie en het gerealiseerde afschot. Toch leveren afschotcijfers vaak een goede indicator voor de populatietrend (vb. Cattadori *et al.* 2003, Imperio *et al.* 2010).

De gegevens van de WBE-statistieken tonen een gelijkaardige trend als het ABV-project, met een afname van het afschot van -39% over de periode 2007-2016 (Figuur 5). Het Vlaamse afschot bedroeg in 2007 23.413 patrijzen (gerapporteerde oppervlakte: 900.520 ha, 2,6 patrijzen per 100 ha) en in 2016 14.348 patrijzen (gerapporteerde oppervlakte: 905.354 ha, 1,6 patrijzen per 100 ha).

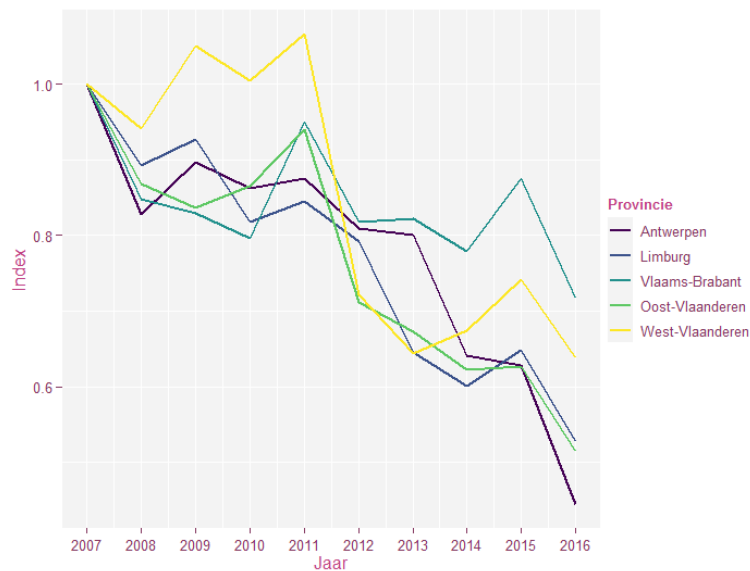


Figuur 5: De index van het afschot per 100 ha van patrijs volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016, waarbij het referentiejaar 2007 op 1 werd gezet.

Gegeven de verschillen in de verspreiding van de patrijs in Vlaanderen, analyseerden we de afschotcijfers ook per provincie. Figuur 6 illustreert dat de verschillen in populatiedensiteit ook terug te vinden zijn in het afschot per 100 ha. Het afschot situeert zich in 2016 voornamelijk in de provincie West-Vlaanderen (45%) en in mindere mate in Oost-Vlaanderen (23%) en Vlaams-Brabant (18%). Het afschot in de provincies Limburg (8%) en Antwerpen (5%) is beperkt. Alle provincies kennen een achteruitgang in het afschot over de periode 2007-2016, wat duidelijk naar voren komt in Figuur 7. Daar waar in Devos *et al.* (2013) nog sprake was van een toename van het afschot in West-Vlaanderen en een stabilisatie in de andere provincies over de periode 2007-2011, kent het afschot sindsdien in alle provincies een sterke achteruitgang. Voor meer informatie over de jaarlijkse afschotcijfers verwijzen we naar de INBO-website (<https://www.inbo.be/nl/trends-afschotstatistieken-en-schattingen-van-de-voorjaarspopulatie>).



Figuur 6: Het afschot per 100 ha van patrijs per provincie volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016.



Figuur 7: De index voor het afschot per 100 ha van patrijs per provincie volgens de WBE-statistieken over de periode 2007-2016, waarbij het referentiejaar 2007 voor elke provincie op 1 werd gezet.

Tenslotte analyseerden we de trend van het afschot op het niveau van de WBE. Hiervoor vergeleken we het gemiddelde afschot per 100 ha voor de periode 2007-2009 met dat van de periode 2014-2016. Enkel WBE's die beschikten over minstens 2 jaar data per periode werden opgenomen in deze analyse. Van de 185 erkende WBE's in 2016 waren voor 173 WBE's voldoende gegevens voorhanden. Zes WBE's realiseerden geen afschot in de betreffende jaren, waardoor er geen trend berekend werd. Van de overige 167 WBE's kon de trend bepaald worden. Van 32 WBE's (19%) was het afschot in de periode 2014-2016 hoger dan in de periode 2007-2009 en voor 135 WBE's (81%) lager. Het merendeel van de WBE's (81%) kent dus een daling in het afschot van patrijs over de periode 2007-2016.

1.3 Populatiegrootte

Recente schattingen van de voorjaarsstand via gestandaardiseerde telmethodes op Vlaams niveau zijn niet voorhanden. Het ABV-project werd ontwikkeld om populatietrends te detecteren en niet voor het schatten van populatiegroottes. De meest recente schatting van de Vlaamse patrijzenpopulatie is terug te vinden in Devos (2004) en is gebaseerd op gebiedsdekkende inventarisaties van 5x5 kilometerhokken in het kader van de Vlaamse broedvogelatlas. Hierin wordt een schatting voor de Vlaamse patrijzenpopulatie vermeld van 3.500 tot 10.000 paren in de periode 2000-2002. Volgens het ABV-project blijkt het broedbestand sindsdien meer dan gehalveerd te zijn (2007-2016: -56%). De huidige Vlaamse populatie zou volgens deze schatting dus hooguit nog uit een 5.000 broedparen bestaan. Hierbij dient vermeld te worden dat de inventarisatiemethode die gebruikt werd bij de broedvogelatlas (een vorm van territoriumkartering) wellicht kan leiden tot een onderschatting van het broedbestand van patrijs. Daar is bij de populatieschatting in de atlas echter al ten dele rekening mee gehouden (de geschatte bovengrens van de Vlaamse populatie werd bijgesteld van 6.000 naar 10.000 broedparen).

Een andere schatting van de Vlaamse populatiegrootte is terug te vinden in de WBE-statistieken. Elke WBE rapporteert elk jaar het aantal broedparen in het werkingsgebied van de WBE. Zoals hoger aangehaald, wordt er in tegenstelling tot het ABV-project en de tellingen die uitgevoerd werden in kader van de Broedvogelatlas (Vermeersch *et al.*, 2004) geen gestandaardiseerde telmethode gebruikt door de WBE's voor het schatten van hun voorjaarsstanden. Hierdoor is de accuraatheid en de precisie van de schattingen dan ook niet gekend en moeten deze cijfers met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het sommeren van het aantal gerapporteerde broedparen over de 185 WBE's in Vlaanderen, levert een totaal op van 24.698 broedparen in 2016. Hoewel niet de gehele oppervlakte van Vlaanderen gelegen is in de werkingsgebieden van de WBE's, is de oppervlakte buiten de werkingsgebieden eerder beperkt en omvat ze vaak stedelijk gebied. Het aantal broedparen buiten de werkingsgebieden zal dan ook eerder beperkt zijn.

De schatting van de broedpopulatie op basis van de WBE-gegevens ligt hierbij bijna vijfmaal hoger dan deze afgeleid uit de telgegevens in kader van de Broedvogelatlas. Om een verklaring te vinden voor dit grote verschil zal meer gericht en soortspecifiek inventarisatie-onderzoek noodzakelijk zijn.

1.4 Rode Lijst-status

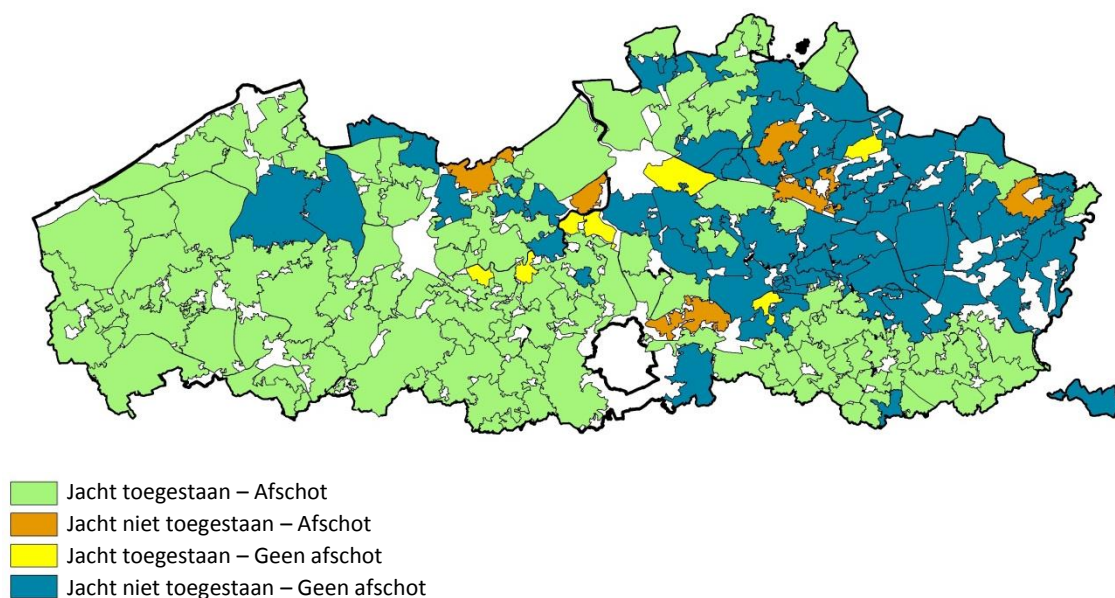
In de meest recente Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (Devos *et al.*, 2016a) werd de patrijs op basis van de IUCN criteria en richtlijnen ingedeeld in de categorie 'Kwestbaar' (VU). Een Rode Lijst geeft een inschatting van de kans op uitsterven van een soort door ze te toetsen aan een reeks van bedreigingscriteria. Op basis daarvan worden soorten toegekend aan specifieke Rode Lijst-categorieën. De patrijs werd als 'Kwetsbaar' beschouwd omwille van een dalende populatietrend over een periode van 10 jaar (drie generaties). Voor de berekening van de trend maakten de auteurs gebruik van de gegevens van de ABV-monitoring over de periode 2007-2015. De afname over die periode bedroeg volgens de bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval minstens 42%.

2 Jachtwetgeving

De achteruitgang van de patrijzenpopulatie resulteerde in een verstrenging van de jachtreglementering voor deze soort. Daar waar de gewone jacht op patrijs gedurende de periode 1998-2008 voor alle jagers open was gedurende twee maanden in het najaar, werd die vanaf het jachtseizoen 2008 beperkt tot één maand voor alle jagers, met een maand verlenging onder voorwaarden. Een van die voorwaarden was dat het jachtterrein deel uitmaakte van een wildbeheereenheid (zie Bijlage 1 voor de relevante wettekst). Met de ingang van het nieuwe Jachtvoorwaardenbesluit in 2014 werden die voorwaarden uitgebreid tot de volledige periode van de gewone jacht. Sinds 2014 moet de volledige wildbeheereenheid voldoen aan de voorwaarden en niet langer individuele jachtterreinen (zie Bijlage 1 voor de relevante wettekst). De belangrijkste voorwaarde is de aanwezigheid van een voldoende hoge voorjaarsstand van patrijs in de WBE. Daarbij is vooropgesteld dat deze gemiddeld 3 koppels patrijs per 100 ha open ruimte moet bedragen, berekend over de drie voorgaande jaren. Voor het hiertoe benodigde cijfermateriaal wordt gewerkt met de gegevens die de wildbeheereenheden jaarlijks rapporteren in de wilddrapporten. De andere voorwaarde is dat het gevoerde wildbeheerplan zich expliciet richt op de verbetering van de instandhouding van de patrijs. De gewone jacht op patrijs is actueel geopend van 15 september tot en met 14 november.

Door te werken met een drempelwaarde voor het bejagen van patrijs wil de Vlaamse overheid de jacht beperken tot gebieden met een voldoende hoge populatiedensiteit. Volgens de jachtwetgeving wordt de drempelwaarde berekend op basis van de wilddrapporten die de WBE's aanleveren. In 2017 voldeden 113 van de 184 WBE's (61%) aan de drempelwaarde (Verzelen, 2017). Voor het bepalen van de voorjaarsstand van patrijs wordt echter geen gestandaardiseerde telmethode vooropgesteld. Het is daardoor niet gekend op welke wijze en met welke nauwkeurigheid de gerapporteerde voorjaarsstand bepaald werd. Alternatieve gestandaardiseerde en gebiedsdekkende tellingen zijn actueel niet voorhanden in Vlaanderen.

Wildbeheereenheden die voldoen aan de voorwaarden voor de jacht op patrijs, kunnen zelf beslissen om de soort wel of niet te bejagen. Dit kan worden nagegaan op basis van het gerapporteerde afschot in de wilddrapporten van de WBE's (Figuur 8). In 2016 voldeden 114 van de 185 WBE's aan de drempelwaarde om de patrijs te mogen bejagen. Hiervan rapporteerden 7 WBE's geen afschot voor patrijs. Daarnaast rapporteerden 9 WBE's die niet voldeden aan de drempelwaarde toch een afschot. Voor 3 ervan waren geen 3 voorgaande wilddrapporten ter beschikking om een gemiddelde voorjaarsstand te berekenen. De overige 6 WBE's hadden een gemiddelde voorjaarsstand die lager was dan de drempelwaarde, waardoor ze niet voldeden aan de eerste voorwaarde voor de jacht op patrijs. Volgens het Agentschap voor Natuur en Bos hadden deze 9 WBE's geen toestemming gekregen om te mogen jagen op patrijs in 2016. In totaal werd in 2016 een afschot gerapporteerd in 116 (63%) van de 185 WBE's.



Figuur 8: Overzicht voor het jaar 2016 van de wildbeheereenheden in Vlaanderen die al dan niet voldeden aan de voorwaarden voor de jacht op patrijs en die al dan niet een afschot rapporteerden.

Overbejaging vormt een reële bedreiging voor kleine populaties (De Leo *et al.*, 2004). Naast de drempelwaarde voor het aantal koppels patrijzen per 100 ha in het voorjaar, mag volgens Watson *et al.* (2007) het afschot daarom niet meer dan 20% van de najaarsstand bedragen om te kunnen spreken van een duurzame jacht. Een afschot van 40-50% van de najaarsstand bleek nefast te zijn voor de populatie in Engeland (Potts, 1986; Watson *et al.* 2007) (zie ook verder). Dit vereist echter tellingen van de najaarsstand voor het jachtseizoen, m.a.w. net voor 15 september. Deze najaarstellingen worden echter niet gevraagd in de huidige jachtreglementering en kennen, in tegenstelling tot bijvoorbeeld in Engeland en in Frankrijk, geen traditie in Vlaanderen. Op deze manier zou het effect van een slecht voorplantingsresultaat nochtans in rekening gebracht kunnen worden en kan een lokale overbejaging beter vermeden worden.

De tweede voorwaarde in de actuele jachtwetgeving stelt dat het wildbeheerplan van de WBE expliciet gericht moet zijn op patrijsvriendelijk beheer. Verschillende positieve beheermaatregelen voor de patrijs zijn gekend en focussen elk op een specifiek aspect van de populatiedynamiek van de soort (bv. nestsucces, overleving van de kuikens, overleving van de adulte vogels). Scheppers *et al.* (2014) beschrijven op basis van de literatuur de verschillende mogelijkheden voor een patrijsvriendelijk wildbeheer (zie ook Van Den Berge *et al.* (2007) voor uitgebreide informatie). Ze lichten ook toe in welke mate beheermaatregelen hetzelfde effect verwezenlijken. Een goed patrijzenbeheer vereist immers een combinatie van maatregelen die elk focussen op bepaalde (belangrijke) noden van de soort. Terwijl het nut van habitatmaatregelen algemeen aanvaard wordt, is predatorbestrijding een controversieel onderwerp. Voor een recente review over de effecten van predatie op vogelpopulaties verwijzen we naar Roos *et al.* (2018). Van Den Berge *et al.* (2007) bespreken predatorbestrijding in de context van patrijzenbeheer.

Het belangrijkste knelpunt bij habitatmaatregelen is de vraag hoeveel er van elke maatregel geïmplementeerd moet worden om een stabiele of stijgende populatietrend te realiseren. Via modellerwerk trachtten Aebischer & Ewald (2004) deze vraag te beantwoorden voor de Engelse situatie. Niet alleen het zeer sterk verschillende landschap, maar ook de sterk verschillende manier van predatorbestrijding en het feit dat er geen parameters beschikbaar zijn over de Vlaamse populatie, maken een extrapolatie van deze resultaten naar Vlaanderen bijzonder moeilijk. Onderzoek naar andere akkervogels stelt dat veranderingen op populatieniveau pas optreden als er in het landschap een minimale hoeveelheid oppervlakte onder beheer is, i.e. hoeveelheid hoogkwalitatief habitat of voedselbeschikbaarheid, waarbij Europa een streefcijfer van minstens 7% voorop schuift (zie De Bruyn *et al.* (2019) voor meer informatie over de effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouwvogels in Vlaanderen).

Tot slot stelt de Vlaamse jachtwetgeving dat 'gewone jacht', het wettelijk kader waarbinnen het afschot van patrijs gerealiseerd wordt, uitgeoefend moet worden in het kader van duurzaam wildbeheer¹. Daarbij wordt duurzaam wildbeheer gedefinieerd als het wildbeheer dat gericht is op de instandhouding en de verbetering van de kwaliteit van de leefgebieden van de soorten jachtwild, op het beheer van de populaties van het jachtwild en op het voorkomen en inperken van maatschappelijk onaanvaardbare schade door jachtwild, als onderdeel van een breder faunabeheer². De uitgangspunten van de jacht in Vlaanderen zijn met andere woorden het duurzaam gebruik van het wild en het voorkomen van schade. Het feit dat de patrijzenpopulatie een sterke daling kent (-56% over de periode 2007-2016), net zoals het afschot (-39% over de periode 2007-2016), stelt het duurzaam karakter van de huidige jacht op patrijs ernstig in vraag. Hoewel mogelijk op lokale schaal een duurzaam afschot gerealiseerd zou kunnen worden, tonen de trends per WBE aan dat dit in het merendeel van de WBE's (81%) wellicht niet langer het geval is.

¹ 25 april 2014 - Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van de voorwaarden waaronder de jacht kan worden uitgeoefend (B.S. 12 juni 2014) Artikel 2

² 25 april 2014 - Besluit van de Vlaamse Regering houdende de administratieve organisatie van de jacht in het Vlaamse Gewest (B.S. 12 juni 2014), Artikel 1

3 Impact van jacht op de populatie

3.1 Jachtmortaliteit: additief of compensatorisch?

Een belangrijk element bij het nagaan van het effect van jacht is de mate waarin jachtmortaliteit de natuurlijke populatiedynamiek beïnvloedt (Sandercock *et al.*, 2011). De twee extreme scenario's zijn een jachtmortaliteit die volledig additief is aan de natuurlijke mortaliteit dan wel een jachtmortaliteit die volledig gecompenseerd wordt door een verlaging van de natuurlijke mortaliteit en/of een toename van het voortplantingssucces. Volledig additief wil zeggen dat een geschoten individu niet in relatie staat met de overleving van de andere individuen. Jachtmortaliteit komt in dat geval dus volledig bovenop de natuurlijke mortaliteit. Aan de andere kant kan jachtmortaliteit gecompenseerd worden door de verhoogde overlevingskansen en een verhoogd voortplantingssucces van de overblijvende dieren. Dat kan bijvoorbeeld door het verlagen van de competitie voor dekking, potentiële nestlocaties of voedsel. Ook het verlagen van densiteitsafhankelijke oorzaken van mortaliteit, zoals predatie of ziekte, kunnen compenserend werken. Geen van de beide extreme scenario's lijkt echter waarschijnlijk. Zo zal het afschot wellicht steeds een aantal dieren omvatten die op een natuurlijke wijze ook zouden sterven. Jachtmortaliteit zal dan daardoor niet volledig additief zijn. Volledige compensatie vereist dan weer een perfecte densiteitsafhankelijkheid in de natuurlijke mortaliteit of in het reproductiesucces, wat ook niet realistisch is.

Volgens Potts (1986) zijn er bij patrijs twee mechanismen gekend die kunnen compenseren voor jachtmortaliteit. In de situatie waarbij geschikte nestlocaties limiterend zijn, zal een deel van de populatie dat geen geschikte nestlocatie vindt, emigreren. Het schieten van een deel van de populatie zal in dat geval gecompenseerd worden door een densiteitsafhankelijke verlaging van de emigratiegraad. Dit wil zeggen dat hoe minder dieren er zijn, hoe minder concurrentie er is voor geschikte nestlocaties en hoe minder de resterende dieren de noodzaak voelen om te emigreren. Het inspelen op dit effect is minder wenselijk wanneer populatieherstel beoogd wordt. Populatieherstel voorziet immers o.a. in het aanleggen van nesthabitat, wat zal resulteren in minder emigratie en dus het aangroeien van de lokale broedpopulatie. Daarnaast kan emigratie uit goede gebieden ook bijdragen aan een sneller populatieherstel in omliggende, minder geschikte gebieden waar ingezet wordt op habitatherstel.

Een tweede mechanisme betreft densiteitsafhankelijke nestpredatie (Potts, 1986). Door een deel van de populatie te schieten, verlaagt de nestdensiteit in het volgende voorjaar. Deze verlaging leidt tot minder nestpredatie, waardoor een compensatie van de jachtmortaliteit optreedt. Densiteitsafhankelijke predatie treedt op bij een verhoogde dichtheid van eenzelfde prooi-soort waardoor generalistische predatoren, meestal individueel, zich gaan specialiseren op die soort. Gegeven de reeds lage dichtheden van patrijs in Vlaanderen stelt zich echter de vraag in welke mate densiteitsafhankelijke nestpredatie zich hier voordoet.

Hoewel in theorie het afschot een aantal dieren omvat die op een natuurlijke wijze zouden sterven (de zogenaamde "doomed surplus", Errington, 1946) en er, in principe, mogelijk compensatie is door densiteitsafhankelijke processen (bv. reductie van de natuurlijke mortaliteit en toename van de reproductie), blijkt uit buitenlands onderzoek dat er in werkelijkheid geen of onvolledige compensatie van jachtmortaliteit plaatsvindt. Volgens Aebischer (1991) treedt bij patrijs weliswaar een gedeeltelijke compensatie voor het afschot op, maar is die onvoldoende om een verlaging van de voorjaarsstand t.o.v. het niet-bejaagde evenwicht te voorkomen. De Leo *et al.* (2004) concluderen echter uit hun onderzoek dat er geen compensatie optreedt tussen jachtmortaliteit en andere vormen van herfst-wintermortaliteit. Ook Bro *et al.* (2000) gaan ervan uit dat er geen compensatie van de jachtmortaliteit optreedt door het verlagen van de natuurlijke wintermortaliteit en dat jachtmortaliteit dus zo goed als volledig additief is.

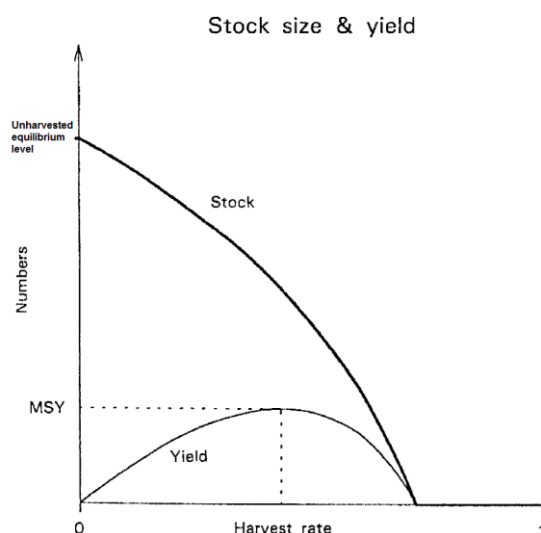
3.2 Theoretisch kader duurzame jacht

De impact van jacht op de populatie kan worden nagegaan met populatiemodellen die rekening houden met de verschillende processen die voor de populatie belangrijk zijn. Densiteitsafhankelijke processen (processen die variëren in functie van de populatiedensiteit), terugkoppelingsmechanismen en interacties tussen drivers kunnen

immers de impact van het afschot op de populatie beïnvloeden (zie 3.1). Het is ook belangrijk om na te gaan hoe de impact van afschot zich verhoudt tot andere factoren die een impact hebben op de populatie. Via modellering is het mogelijk om de relatieve impact van de verschillende drivers en mechanismen simultaan te analyseren.

Aebischer (1991) licht het theoretisch concept van een duurzaam afschot ('sustainable yield') toe en past dit vervolgens toe op de patrijs als modelsoort. Een belangrijk gevolg van jacht is dat de populatiegrootte in het voorjaar steeds lager is dan de niet-bejaagde evenwichtspopulatie (Figuur 9). Dat komt omdat er slechts een gedeeltelijke compensatie optreedt van het afschot. Figuur 9 toont dat bij een toename van de jachtintensiteit het afschot stijgt tot een bepaald maximum (Maximum Sustainable Yield of MSY). Stijgt de jachtintensiteit verder, dan neemt het afschot terug af omdat door de jacht de populatie te veel daalt. Bij dergelijke lage populatiegroottes treden effecten op die kunnen leiden tot het uitsterven van de soort (bv. inteelt, Allee effect³, demografische stochasticiteit⁴). Het is mogelijk dat deze effecten zelfs bij een jachtintensiteit gelijk aan het MSY optreden. Om de populatie niet in gevaar te brengen is het daarom beter te werken met een lagere jachtintensiteit, de zogenaamde Optimal Sustainable Yield, als bovengrens (zie verder) (Robertson & Rosenberg, 1988).

Voor meer informatie over het theoretisch concept verwijzen we naar Aebischer (1991) en Robertson & Rosenberg (1988).



Figuur 9: Het effect van jachtintensiteit (op een schaal van 0 tot 1) (Harvest rate) op de voorjaarsstand (Stock) en de omvang van het afschot (Yield) voor een theoretische populatie. MSY staat voor Maximum Sustainable Yield. Naar Aebischer (1991).

3.3 Populatiemodellen voor patrijs

3.3.1 Model van Potts (1986)

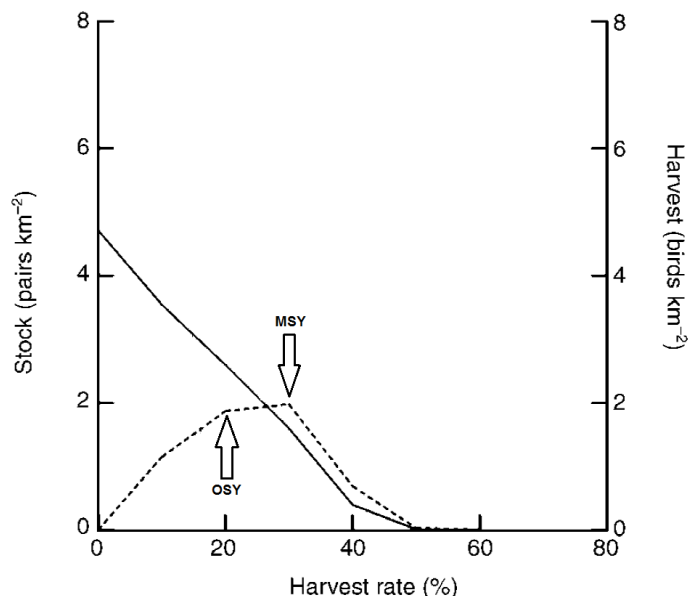
Verschiede populatiemodellen voor patrijs werden ontwikkeld. Het bekendste is het model van Potts (1986) dat gebruik maakt van Engelse populatiekenmerken en de relaties hiertussen om onder verschillende beheersscenario's de effecten van de jachtintensiteit op de populatie in te schatten.

Het model vertrekt van populatiedynamische kenmerken voor een typisch landbouwgebied in Engeland, dat voor 54% bestaat uit akkers (waarop de teelt voor 69% bestaat uit graan) met een gemiddelde perceelsoppervlakte van 8,24 ha en een gemiddelde haagdensiteit van 4 km haagd per 100 ha. Voor dit landbouwgebied berekent het model

³ Het Allee effect is een positieve correlatie tussen de populatiegrootte of -densiteit en de individuele fitness van een populatie of soort. Het Allee effect is een naam voor de gevolgen die lage dichtheden hebben op de voortplanting binnen een populatie (zie Stehpens et al. 1999).

⁴ Demografische stochasticiteit verwijst naar de fluctuaties in populatiekenmerken op het individu niveau als gevolg van natuurlijke variabiliteit. Dit leidt tot fluctuaties in de groeisnelheid die voor kleine populaties tot een hogere kans op uitsterven leidt dan wat op basis van de gemiddelde populatiekenmerken wordt verwacht (Moris & Doak, 2002).

zonder jacht een populatiedensiteit van 4,7 koppels per 100 ha in het voorjaar (Figuur 10). Het schieten van 20% van de najaarsstand (wat overeenkomt met de Optimum Sustainable Yield) resulteert hierbij in een halvering van de voorjaarsstand. De Maximum Sustainable Yield bedraagt 30% van de najaarsstand, terwijl een jachtintensiteit van 50% de populatie doet uitsterven.

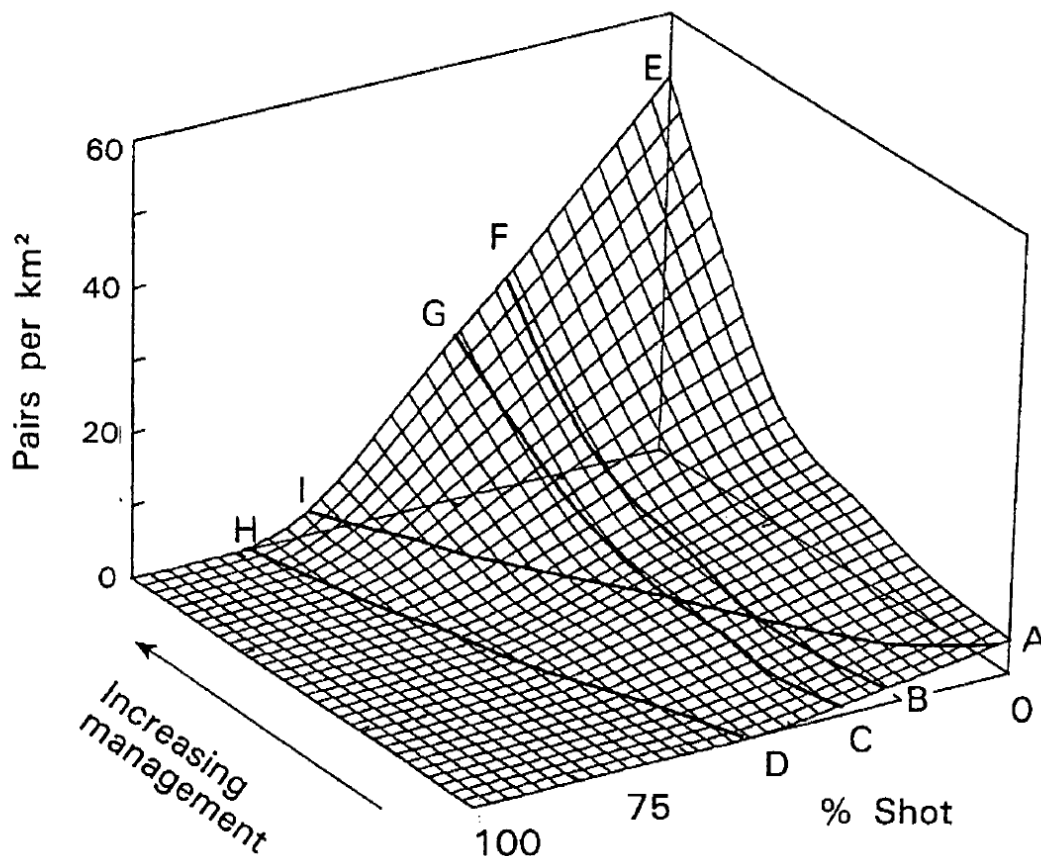


Figuur 10: Effect van jachtinspanning op patrijs (Harvest rate, uitgedrukt als een percentage van de najaarsstand) op de voorjaarsstand (Stock, uitgedrukt in aantal koppels per km² in het voorjaar) (volle lijn) en het afschot (Harvest, uitgedrukt in aantal vogels per km²) (onderbroken lijn) op basis van het populatiemodel van Potts (1986) voor een typisch landbouwgebied in Engeland. MSY: Maximum Sustainable Yield, OSY: Optimum Sustainable Yield. Aangepaste figuur uit Watson *et al.* (2007).

Het is een empirisch en deterministisch simulatiemodel waarbij 3 factoren (predatie van de hen, kuikenmortaliteit en jacht) variëren in functie van de populatiedensiteit, predatorcontrole en herbicidegebruik. Potts' model is dus een model met een beperkt aantal responses om de essentie van het systeem te omvatten. Het model laat toe om het effect van een aantal beheermaatregelen te onderzoeken. Zo heeft bijvoorbeeld de aanleg van kuikenhabitat een positief effect op de overleving van de kuikens. Het verhogen van de kuikenoverleving van 25% naar 50% bij een verder ongewijzigde situatie zal resulteren in een verhoging van de voorjaarsstand van 4,7 koppels per 100 ha naar 8,2 koppels per 100 ha (Aebischer, 1991).

Robertson (1991) illustreert aan de hand van het model van Potts (1986) de effecten van jachtintensiteit en beheermaatregelen op de voorjaarsstand van patrijs (Figuur 11). In de situatie zonder beheermaatregelen geeft punt A de voorjaarsstand van 4,7 koppels per 100 ha die verwacht kan worden in een typisch landbouwgebied in Engeland zonder jacht. Punt B is de voorjaarsstand bij een jachtintensiteit van 20% van de najaarsstand en geen beheer. Punt C is de voorjaarsstand bij een jachtintensiteit van 30% en geen beheer. De populatie sterft uit bij een jachtintensiteit van 50% en geen beheer (punt D). Dit is de situatie zoals ook weergegeven in Figuur 10. Wanneer intensief beheermaatregelen genomen worden, namelijk de aanleg van kuikenhabitat, de aanleg van hagen voor nestgelegenheid en intensieve bestrijding van predatoren van de hen en de nesten, berekent het model een voorjaarsstand van 51,6 koppels per 100 ha wanneer er geen jacht plaatsvindt (punt E). Onder dit beheerscenario verhoogt de Optimal Sustainable Yield van 20% naar 30% (punt F), de Maximum Sustainable Yield van 30% naar 40% (punt G) en de jachtintensiteit waarbij de populatie uitsterft van 50% naar 80% (punt H). De lijn B-F staat voor de Optimal Sustainable Yield, de lijn C-G voor de Maximum Sustainable Yield en de lijn D-H voor het uitsterven.

De lijn A-I toont de referentiedensiteit van 4,7 koppels per 100 ha. Ze illustreert dat wanneer beheermaatregelen genomen worden, zelfs in situaties waarbij jacht plaatsvindt, de voorjaarsstand hoger kan zijn dan in een niet-bejaagde populatie zonder beheermaatregelen (punt A), namelijk aan de rechterkant van de lijn.



Figuur 11: De effecten van jachtintensiteit en beheermaatregelen op de voorjaarsstand van patrijs, gebaseerd op het populatiemodel van Potts (1986). Uit Robertson (1991). Voor toelichting over de letters verwijzen we naar de tekst.

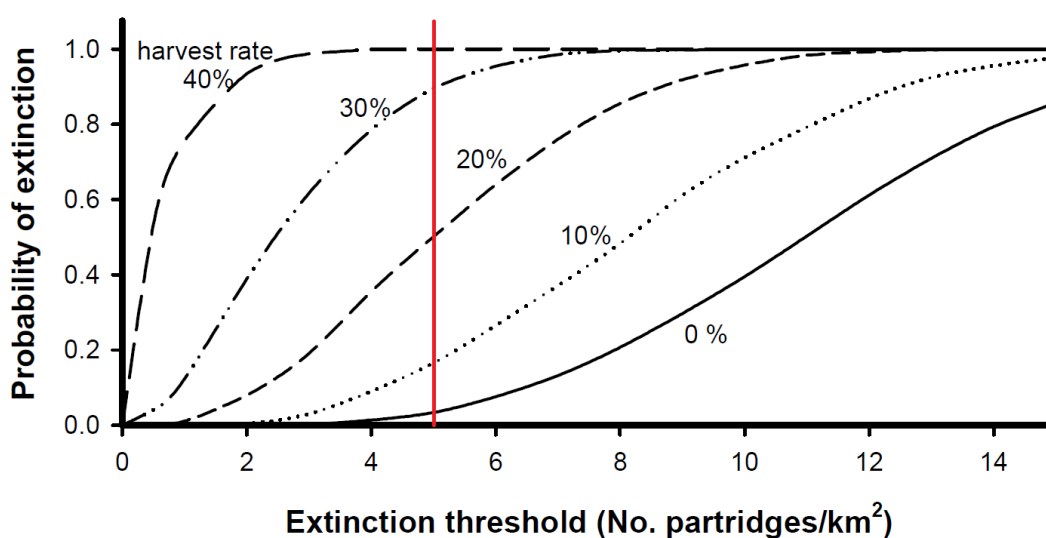
Verder illustreert Figuur 11 dat het effect van een bepaalde jachtintensiteit afhankelijk is van de beheersituatie. De Optimal Sustainable Yield stijgt immers van 20% in de niet-beheerde situatie (punt B) naar 30% in de sterk beheerde situatie (punt F). De niet-beheerde situatie komt hier overeen met een voorjaarsstand van 4,7 koppels per 100 ha voor een typisch landbouwgebied in Engeland. In dit landschap bedraagt de gemiddelde densiteit aan hagen, die door patrijs vaak gebruikt worden als nestlocatie, 4 km haag per 100 ha (zie Aebischer & Ewald, 2004). Bij minder nesthabitat zal de berekende voorjaarsstand lager liggen, waardoor ook de Optimal Sustainable Yield lager zal liggen dan 20%.

Uit Figuur 11 blijkt ook dat voor het verhogen van de populatiegrootte het verbeteren van de habitat (al dan niet met predatorbestrijding) een veel grotere impact heeft dan het beperken van de jachtintensiteit (Aebischer, 1991).

3.3.2 Model van De Leo *et al.* (2004)

De Leo *et al.* (2004) ontwikkelden een ander populatiemodel om het effect van jacht en de kans op uitsterven hierdoor, te bepalen. Hierbij werd gebruikt gemaakt van een model dat, in tegenstelling tot het model van Potts, stochasticiteit in rekening brengt. Om de kans op uitsterven te berekenen, werken de auteurs met een drempelwaarde voor de populatiedensiteit in het voorjaar. De populatie wordt als uitgestorven (of op weg naar uitsterven) beschouwd van zodra ze lager is dan deze drempelwaarde. Hoe strenger (hoger) de drempelwaarde, hoe groter de kans dat de populatiedensiteit onder de drempelwaarde zakt. Door te werken met een range aan mogelijke drempelwaarden, laten de auteurs het bepalen van de drempelwaarde over aan de lezer. Ze stellen wel dat een drempelwaarde van 5 patrijzen per 100 ha een realistische waarde is waaronder gefragmenteerde populaties zullen uitsterven over een periode van 100 jaar.

Op basis van de populatiekenmerken van populaties in Polen, Frankrijk en Italië komen De Leo *et al.* tot een Maximum Sustainable Yield van 28% van de najaarsstand. Dit is vergelijkbaar met de waarde van het model van Potts (1986) voor de situatie zonder beheer, namelijk 30% (zie 3.3.1). Vervolgens onderzochten ze hoe toevalsfactoren (demografische en omgevingsstochasticiteit⁵) alsnog kunnen leiden tot het uitsterven van de populatie onder verschillende jachtintensiteiten. Figuur 12 illustreert hoe een jachtintensiteit van 30% (iets hoger dan hun gemodelleerde Maximum Sustainable Yield van 28%) alsnog de populatie met ongeveer 90% kans doet uitsterven over een periode van 100 jaar met een drempelwaarde van 5 patrijzen per 100 ha. Deze drempelwaarde is volgens de auteurs een realistische waarde waaronder gefragmenteerde populaties zullen uitsterven. Een jachtintensiteit van 20% (de Optimal Sustainable Yield volgens Potts, 1986) geeft bij deze drempelwaarde ongeveer 50% kans op uitsterven, terwijl een jachtintensiteit van 10% ongeveer 15% kans op uitsterven geeft. Zonder jacht (0%) heeft de populatie eveneens een kleine kans op uitsterven. De Leo *et al.* (2004) besluiten dan ook dat kleine gefragmenteerde subpopulaties zelfs geen lage jachtintensiteit kunnen verdragen. Volgens de auteurs zou het blijven bejagen, zij het dan met een verminderde jachtdruk, dan ook bijgedragen kunnen hebben aan het uitsterven van kleine subpopulaties (zie ook Potts, 1986).



Figuur 12: Kans op uitsterven onder 5 verschillende jachtintensiteiten (harvest rate) in functie van verschillende drempelwaarden voor de voorjaarsdensiteit (extinction treshold) volgens het populatiemodel van De Leo *et al.* (2004) op basis van populatiekenmerken van Frankrijk, Polen en Italië. De drempelwaarde van 5 patrijzen per km² is aangeduid in het rood en vormt volgens de auteurs een realistische drempelwaarde waaronder gefragmenteerde populaties kunnen uitsterven. Uit De Leo *et al.* (2004).

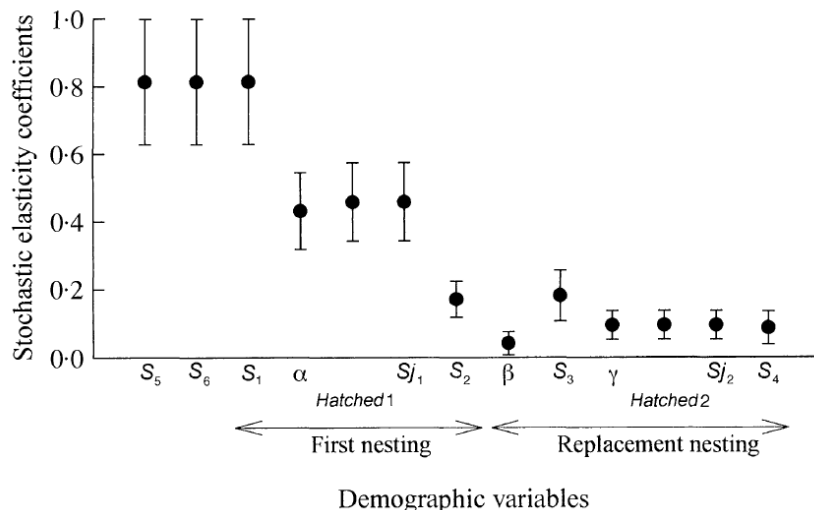
3.3.3 Model van Bro *et al.* (2000)

Het populatiemodel dat Bro *et al.* (2000) beschrijft gedetailleerd de verschillende fases gedurende de reproductie, waardoor het mogelijk wordt om de verschillende problemen die de patrijs ondervindt, te bestuderen. Ze gebruikten hiervoor een stochastisch populatiemodel en onderzochten door middel van een elasticiteitsanalyse welke parameters de grootste invloed hebben op de populatiegroei. De elasticiteitscoëfficiënt die hierbij berekend wordt, is de proportionele verandering in de groeisnelheid van de populatie voor een gegeven proportionele verandering in een specifieke parameter van het populatiemodel (Caswell, 2001). Een hoge elasticiteitscoëfficiënt is een indicatie dat een kleine verandering in de parameter een groot effect heeft op de groeisnelheid van de populatie.

De gebruikte populatieparameters zijn gebaseerd op de grootste zenderstudie ooit op patrijs (1.009 hennen), in 10 studiegebieden verspreid over Frankrijk. Daaruit bleek dat jacht (overleving tijdens het jachtseizoen) een van de

⁵ Omgevingsstochasticiteit is de variatie in reproductie en mortaliteit van alle individuen in een populatie door de natuurlijke variatie in de omgevingsomstandigheden. Zie Lande *et al.* (2003) voor meer informatie.

drie belangrijkste parameters was die een effect hebben op de populatiegroei (S_5 , zie Figuur 13). De twee andere, even belangrijke, parameters waren de winteroverleving (S_6) en de overleving van de hen tijdens het leggen en broeden van het eerste legsel (S_1).



Figuur 13: Stochastische elasticiteitscoëfficiënten van de modelparameters van Bro *et al.* (2000); gemiddelde \pm standaarddeviatie voor de 10 studiegebieden. S_1 : de overleving van de hen tijdens het leggen en broeden van het eerste legsel; α : het percentage succesvolle nesten van het eerste legsel; Hatched1: het aantal uitgekomen eieren in de succesvolle nesten van het eerste legsel; S_{j_1} : de overleving van de kuikens van het eerste legsel tot een leeftijd van 6 weken; β : het aantal hennen waarvan het eerste legsel verloren gaat die een tweede legsel beginnen; S_2 : de overleving van de hen na het ontluiken van het eerste legsel of nadat het eerste legsel verloren gaat; S_3 : de overleving van de hen tijdens het leggen en broeden van het tweede legsel; γ : het percentage succesvolle nesten van het tweede legsel; Hatched2: het aantal uitgekomen eieren in de succesvolle nesten van het tweede legsel; S_{j_2} : de overleving van de kuikens van het tweede legsel tot een leeftijd van 6 weken; S_4 : de overleving van de hen na het ontluiken van het tweede legsel of nadat het tweede legsel verloren gaat; S_5 : de overleving tijdens het jachtseizoen; S_6 : de overleving tijdens de winter. Uit Bro *et al.* (2000).

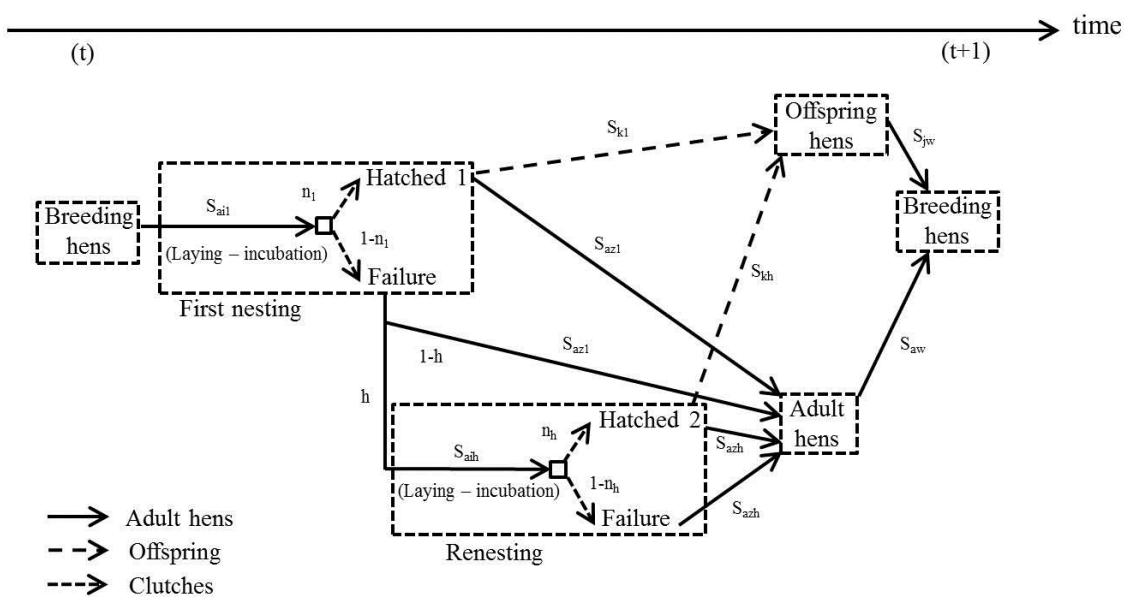
4 Jachtintensiteit in Vlaanderen

De populatiemodellen van Potts (1986) en De Leo *et al.* (2004) illustreren dat de jachtintensiteit een belangrijke rol speelt in de populatieontwikkeling van patrijs. Bij te hoge afschotpercentages (overbejaging) zal de stand steeds achteruit gaan, los van het feit of er al dan niet habitatverbetering plaatsvindt (zie verder). Overbejaging moet dus te allen tijde vermeden worden, aangezien dit de inspanningen in het kader van soortherstel teniet zal doen. In deze context is het dan ook belangrijk een goed beeld te hebben van de jachtintensiteit in Vlaanderen, m.a.w. hoe het afschot in Vlaanderen zich verhoudt tot de najaarsstand.

Terwijl het afschot gekend is via de rapportage door de WBE's, zijn schattingen van de najaarsstand in Vlaanderen niet voorhanden. Een alternatieve benadering is te vertrekken van de schattingen van de voorjaarsstand en op basis van populatiedynamische parameters een inschatting te maken over de grootte van de najaarsstand. Het afschot kan dan vergeleken worden met deze uitkomst.

4.1 Populatiemodel voor het schatten van de najaarsstand

Het populatiemodel van Bro *et al.* (2000) beschrijft gedetailleerd de verschillende fases gedurende de levenscyclus van de patrijs. Roodbergen (2013) herwerkte het model (Figuur 14) en vatte de nodige demografische parameters samen voor Frankrijk (op basis van Bro *et al.* (2000)). Daarnaast lijstte ze ook de maximale (realistische) waarden die teruggevonden werd in de literatuur op (meest gunstige scenario)(Tabel 1).



Figuur 14: Het populatiemodel van Bro *et al.* (2000), aangepast door Roodbergen (2013). De modelparameters worden toegelicht in Tabel 1. Figuur uit Roodbergen (2013). De kans op broeden (b) wordt hier niet weergegeven aangezien Bro *et al.* (2000) er van uit gaan dat alle hennen proberen te broeden ($b = 1$). Hatched1 en Hatched2 worden in de tabel weergegeven als u_1 en u_h .

Tabel 1: Demografische parameters voor het populatiemodel van Bro *et al.* (2000), aangepast door Roodbergen (2013), voor Frankrijk (op basis van Bro *et al.* (2000)) en de maximale (realistische) waarden uit de literatuur volgens Roodbergen (2013). Tabel uit Roodbergen (2013). De populatiegroei van Frankrijk was foutief vermeld in de oorspronkelijke publicatie en werd gecorrigeerd in de tabel.

code	parameter	Frankrijk	max
b	kans op broeden	1	1
n_1	nestsucces eerste legsel	0.46	0.73
u_1	aantal uitgekomen eieren per eerste legsel	12.3	13.8
S_{k1}	overleving van kuikens uit een eerste legsel	0.4	0.78
h	kans op herleg	0.78	0.78
n_h	nestsucces herlegsel	0.4	0.53
u_h	aantal uitgekomen eieren per herlegsel	9	10
S_{kh}	overleving van kuikens uit een herlegsel	0.4	0.78
S_{ai1}	overleving hen tijdens incubatie 1e legsel	0.78	0.78
S_{az1}	overleving hen zomer zonder herlegsel	0.8	0.8
S_{aih}	overleving hen tijdens incubatie herlegsel	1	1
S_{azh}	overleving hen met herlegsel	0.9	0.9
S_{jw}	overleving juvenielen tijdens winter	0.68	0.68
S_{aw}	overleving adulten tijdens winter	0.68	0.68
λ	populatiegroei	1.21	2.75

De nodige populatiedynamische parameters voor Vlaanderen zijn niet gekend. Het meest gunstige scenario, waarbij gebruik wordt gemaakt van de maximale parameterwaarden zoals vermeld in Tabel 1, resulteert zonder jacht in een sterke populatiegroei⁶ van 2,75 en met een jachtintensiteit van 20% in een sterke populatiegroei van 2,31.

⁶ De populatiegroei (λ) is de proportionele verandering in de populatiegrootte (N) van een periode (t) naar de volgende periode ($t+1$): $\lambda = N_{t+1}/N_t$. Bij waarden groter dan 1 zal de populatie groeien, bij waarden kleiner dan 1 zal de populatie achteruit gaan en bij waarde 1 zal de populatie stabiel blijven.

Gezien de sterke dalende trend van de Vlaamse populatie, is het duidelijk dat deze maximumwaarden niet realistisch zijn voor Vlaanderen. Ook de parameterwaarden uit Frankrijk zijn te optimistisch, aangezien hiermee zonder jacht een populatiegroei van 1,21⁷) en met een jachtintensiteit van 20% een bijna stabiele populatie met een populatiegroei van 1,01 bekomen wordt. Bij gebrek aan betere alternatieven opteren we om de Franse parameterwaarden alsnog te hanteren voor het schatten van de Vlaamse najaarsstand.

Het populatiemodel vertrekt van het aantal hennen in het voorjaar en eindigt met een schatting van het aantal hennen in het volgende voorjaar. Om op basis van de voorjaarsstand een schatting van de najaarsstand te bekomen, volstaat het de 'overleving tijdens de winter' van zowel de juvenielen (S_{jw}) als de adulten (S_{aw}) op 100% te zetten (parameters = 1). Daarnaast is het model enkel gebaseerd op de hen en de kuikens en niet op de gekoppelde en solitaire hanen. Om bij de schatting van de najaarsstand de gekoppelde hanen in rekening te brengen gaan we er van uit dat alle gekoppelde hanen overleven tot het najaar, wat bijdraagt aan een overschatting van de najaarsstand. Het aantal solitaire hanen negeren we in de schatting van de najaarsstand, wat bijdraagt aan een onderschatting van de najaarsstand.

Met behulp van het in Roodbergen (2013) herwerkte populatiemodel van Bro *et al.* (2000), de parameterwaarden uit Frankrijk en de correctie voor de hanen, kunnen we de najaarsstand schatten vertrekkende van de voorjaarsstand.

4.2 Jachtintensiteit op Vlaams niveau

Voor het bepalen van de jachtintensiteit op Vlaams niveau kunnen de twee schattingen van de populatiegrootte in Vlaanderen gebruikt worden (zie 1.3). Volgens de schatting op basis van de gegevens van de Broedvogelatlas en het ABV-project bedroeg de Vlaamse populatie in 2016 maximaal ca. 5.000 broedparen. De WBE-statistieken uit 2016 resulteren in een schatting van 24.698 broedparen. Om de jachtintensiteit te bepalen, herrekenen we deze schatting tot de voorjaarsstand in de 116 WBE's met een afschot in 2016. Deze bedroeg 21.791 broedparen. Van het aantal geschatte broedparen volgens de Broedvogelatlas en het ABV-project is niet gekend welk aandeel voorkomt in WBE's met een afschot. Voor deze oefening gaan we er van uit dat de volledig geschatte broedpopulatie voorkomt in de 116 WBE's met afschot.

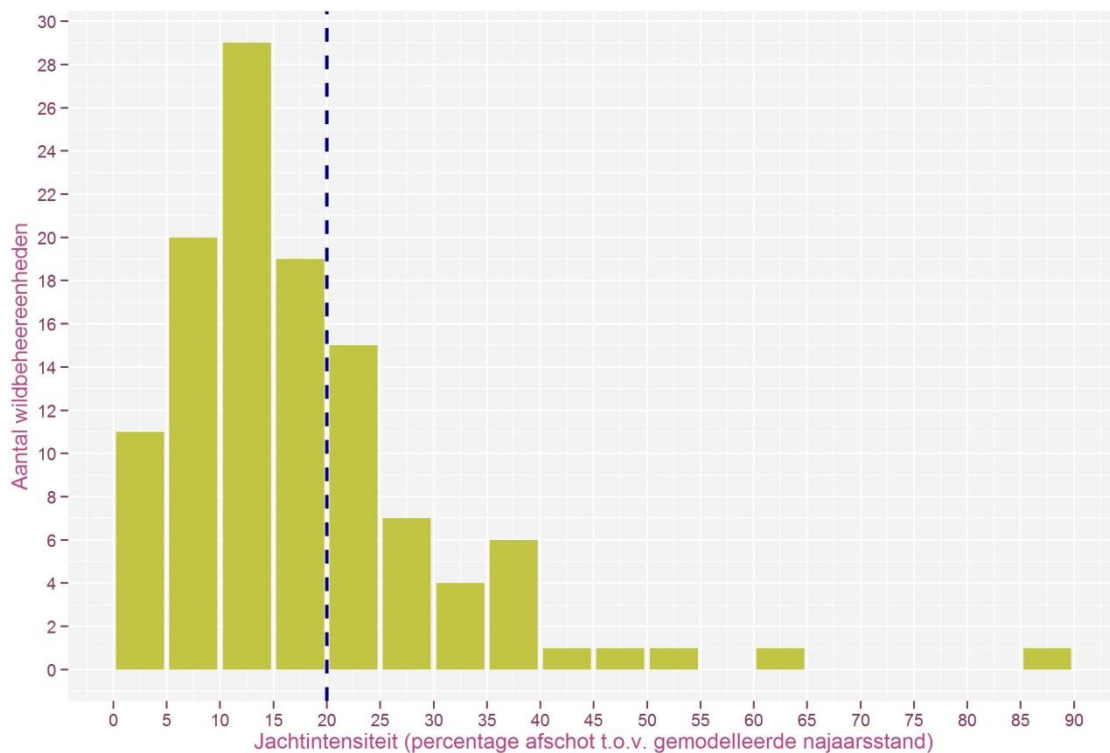
De schatting van de voorjaarsstand op basis van de Broedvogelatlas en het ABV-project resulteert in een gemodelleerde najaarsstand van 19.476 patrijzen. Het Vlaamse afschot van 14.348 patrijzen in 2016 vertegenwoordigt in dat geval 74% van de najaarsstand. De schatting van de voorjaarsstand op basis van de WBE-gegevens resulteert in een gemodelleerde najaarsstand van 84.881 patrijzen. Het afschot bedraagt in dat geval 17% van de najaarsstand. Volgens het populatiemodel van Potts (1986) bedraagt een duurzaam afschot in een situatie zonder een specifiek patrijzenbeheer maximaal 20% van de najaarsstand. In het eerste geval ligt de berekende jachtintensiteit hier ver boven, in het tweede geval ligt ze er net onder.

Omdat de schatting van de broedpopulatie op basis van de WBE-statistieken meer dan viermaal hoger is dan deze afgeleid uit de telgegevens in kader van de Broedvogelatlas en het ABV-project, is het erg moeilijk om de berekende jachtintensiteit (75% versus 17%) te interpreteren.

4.3 Jachtintensiteit op WBE niveau

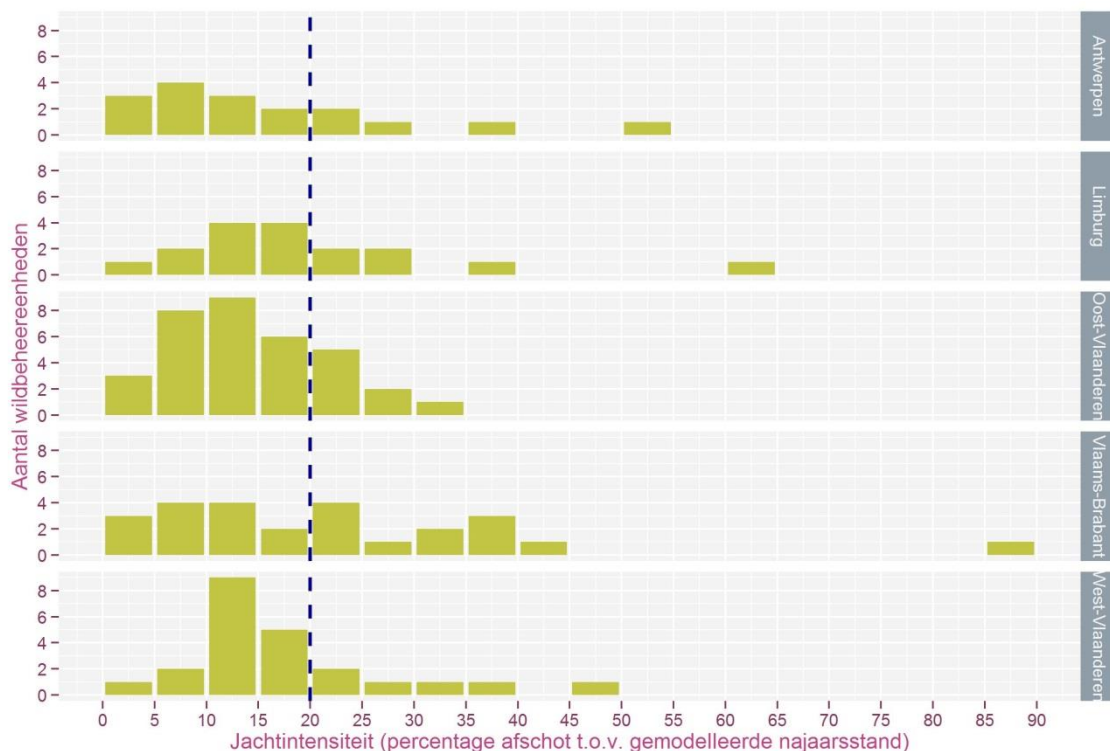
Buiten de WBE-statistieken zijn er geen gegevens over de voorjaarsstand op een lager niveau dan Vlaanderen. Aangezien de huidige jachtwetgeving jacht toelaat of verbiedt op WBE-niveau en deze zowel een voorjaarsstand als een afschot rapporteren, is het interessant om na te gaan hoe hoog de jachtintensiteit is per WBE. Op basis van de voorjaarsstand in 2016 modellerden we per WBE die een afschot rapporteerde (n = 116) de najaarsstand en vergeleken die met het afschot (Figuur 15).

⁷ In Tabel 1.1 in de publicatie van Roodbergen (2013) werd een foute populatiegroeisnelheid van 1,01 genoteerd. Deze werd bekomen met een foutieve winteroverleving van 0,57 i.p.v. 0,68.



Figuur 15: Histogram van de jachtintensiteit op het niveau van de WBE voor de 116 WBE's die een afschot rapporteerden in 2016. De onderbroken lijn duidt de drempelwaarde van 20% voor een duurzame jachtintensiteit aan.

De resultaten tonen dat 37 (32%) WBE's van de 116 WBE's die een afschot rapporteerden de drempelwaarde van 20% voor een duurzaam afschot overschreden. Bundelen we de WBE's per provincie, dan blijkt dat in alle provincies een aantal WBE's de drempelwaarde van 20% overschreed (Figuur 16).



Figuur 16: Histogram van de jachtintensiteit op het niveau van de WBE voor de 116 WBE's met een afschot in 2016 opgedeeld per provincie. De drempelwaarde voor de jachtintensiteit van 20% wordt aangeduid met een onderbroken lijn.

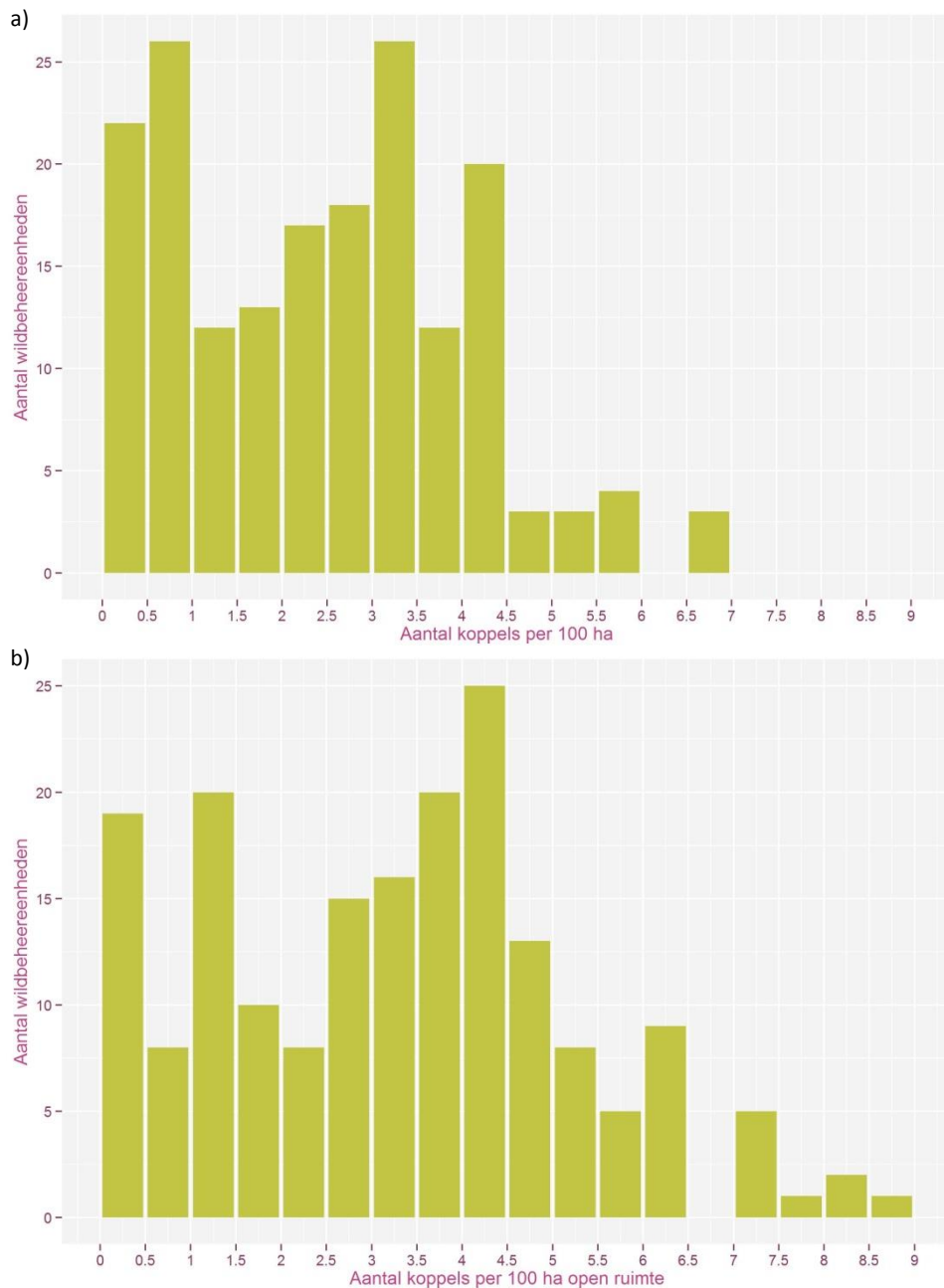
4.4 Interpretatie van de jachtintensiteit

Om bovenstaande cijfers te interpreteren, is het belangrijk om enkele onzekerheden in acht te nemen die een grote invloed kunnen hebben op de berekende afschotpercentages.

De vertrekbasis van onze analyse zijn de schattingen van de voorjaarsstand. Het grote verschil tussen de gerapporteerde voorjaarsstand door de WBE's en de geschatte voorjaarsstand op basis van de Broedvogelatlas en het ABV-project toont de nood aan specifieke gevalideerde monitoringmethodes voor patrijs aan. De tellingen uitgevoerd in het kader van de Broedvogelatlas onderschatten zoals aangegeven door de auteur het aantal broedparen (Devos, 2004). De standaardinventarisatiemethode die toegepast werd, is immers niet zo geschikt voor patrijs. Daar waar op basis van de telgegevens de toenmalige (2000-2002) broedpopulatie geschat werd op 3.500 tot 6.000 koppels, corrigeert de auteur deze schatting hierdoor naar 5.000 tot 10.000 koppels. Hoewel de methode dus niet optimaal was voor patrijs, werd hiermee rekening gehouden bij het schatten van de broedpopulatie.

Tillmann *et al.* (2012) stelden in Duitsland vast dat de door jagers gerapporteerde voorjaarsstanden in grote mate overeenkwamen met uitgevoerde controletellingen. Voor Vlaanderen stellen Van Daele & Mathysen (1996) in hun twee studiegebieden vast dat de voorjaarsstand onderschat werd door de jagers. Ook Debruyne & Theunynck (2001) stellen dat de jagers het aantal koppels onderschatten in hun studiegebied in West-Vlaanderen. Hierbij merken we op dat deze studies plaatsvonden voor de invoering in 2008 van een drempelwaarde voor jacht op patrijs. Omdat de gerapporteerde voorjaarsstanden sinds 2008 bepalend zijn voor het al dan niet toelaten van jacht in een WBE, bestaat het risico op het rapporteren van overschatte voorjaarsstanden. In dit kader werd in de adviezen van het INBO met betrekking tot de verlengde patrijzenjacht in de jaren na de invoering van de drempelwaarde telkens een oplijsting gegeven van de WBE's met een sterke toename (>50%) in de gerapporteerde voorjaarsstand t.o.v. het voorgaande jaar (zie o.a. Scheppers 2009 (17 WBE's), 2010 (14 WBE's), 2011 (9 WBE's), 2012 (14 WBE's), 2013 (18 WBE's)).

Om een beeld te krijgen van de accuraatheid van de gerapporteerde voorjaarsstanden, kunnen de gerapporteerde densiteiten vergeleken worden met densiteiten in Vlaanderen die bekomen werden met monitoringsmethoden specifiek voor patrijs. Devos (2004) geeft een overzicht van deze studies. Zo rapporteren Debruyne & Theunynck (2001) voor de Westhoek, een van de betere patrijzenregio's in Vlaanderen, een gemiddelde densiteit van 4,3 koppels per 100 ha in 1999. Van Daele & Mathyssen (1996) rapporteren densiteiten van 4,5 koppels per 100 ha in het Meetjesland in 1994, en van 2,7 in Limburgse Haspengouw in 1995. Omdat de patrijzenpopulatie sindsdien een sterke achteruitgang kende in Vlaanderen, is het twijfelachtig of dergelijke hoge dichtheden actueel nog gehaald worden. Wanneer we de door de WBE's gerapporteerde voorjaarsstanden omzetten naar densiteiten door de gerapporteerde oppervlakte in rekening te brengen, valt het op dat in 2016 nog steeds hoge densiteiten gerapporteerd werden (Figuur 17a). Zo meldden 71 (40%) van de 179 WBE's (die naast de voorjaarsstand ook de getelde oppervlakte noteerden) een densiteit hoger dan 3 koppels per 100 ha. Hierbij omvat de gerapporteerde oppervlakte vaak niet geschikte habitat voor de patrijs, bijvoorbeeld bossen en urbaan gebied. Daarom houdt de jachtwetgeving rekening met het aantal koppels patrijs per 100 ha open ruimte. Wanneer we dezelfde berekening doen, maar enkel de open ruimte in de WBE in rekening brengen, rapporteerden 105 (56%) van de 185 WBE's in 2016 een densiteit hoger dan 3 koppels per 100 ha open ruimte (Figuur 17b). Daarvan rapporteerden er negen WBE's voorjaarsstanden hoger dan 7 koppels per 100 ha open ruimte. In welke mate dergelijke hoge dichtheden overeenstemmen met de werkelijkheid is niet gekend, maar zou onderzocht kunnen worden door een gerichte monitoring. Gegeven de door de WBE gerapporteerde densiteiten en de veel lagere schatting op basis van de Broedvogelatlas en het ABV-project, lijkt het eerder onwaarschijnlijk dat de voorjaarsstand in werkelijkheid hoger ligt dan deze gerapporteerd door de jagerij.



Figuur 17: Histogram van de gerapporteerde voorjaarsstand van patrijs in 2016 per wildbeheereenheid (WBE); a) het aantal koppels per 100 ha gerapporteerde oppervlakte (aantal WBE's = 179) en b) het aantal koppels per 100 ha open ruimte binnen de WBE (aantal WBE's = 185).

De sterke achteruitgang van de Vlaamse populatie duidt er op dat de gebruikte Franse populatieparameters te gunstig zijn. De berekende najaarsstand is daardoor waarschijnlijk een overschatting. Bij een lagere werkelijke najaarsstand ligt de actuele jachtintensiteit bijgevolg ook hoger. Hierbij merken we op dat de populatietrend, naast de gebruikte parameters voor het schatten van de najaarsstand, ook beïnvloed wordt door de winteroverleving (inclusief jachtintensiteit) en de emigratiegraad. Een onderschatting van de najaarsstand met de gebruikte parameters is mogelijk indien de winteroverleving in Vlaanderen veel lager is dan de Franse waarde van 0,68 of als er veel emigratie is. In dergelijke situatie wordt immers het effect van gunstigere parameters, die resulteren in een hogere najaarsstand, tenietgedaan door de lagere winteroverleving of veel emigratie waardoor alsnog een dalende

populatietrend bekomen wordt. Het gebrek aan Vlaamse parameterwaarden bemoeilijkt dus het schatten van de najaarsstand.

Een kanttekening is dat dit populatiemodel niet als doel had om correcte voorspellingen van de najaarsstand of de toekomstige voorjaarsstand te bekomen, maar om de uitkomst van verschillende scenario's te vergelijken. Desondanks kan de uitkomst als richtinggevend gezien worden.

In welke mate de gerapporteerde afschotcijfers correct zijn is niet gekend. In Frankrijk en Wallonië is het uitzetten van patrijzen in functie van de jacht toegelaten. Het uitzetten van gekweekte patrijzen na het broedseizoen kan resulteren in een kunstmatig verhoogde najaarsstand, waardoor een hoger afschot gerealiseerd kan worden zonder bijkomend effect op de natuurlijke populatie. Hierdoor staat het afschot niet in verhouding tot de voorjaarsstand. Dat effect kan zich voordoen in de grensregio's. In Vlaanderen is het uitzetten van patrijzen verboden. Het is niet gekend of en in welke mate dergelijke praktijk in Vlaanderen voorkomt.

4.5 Conclusie

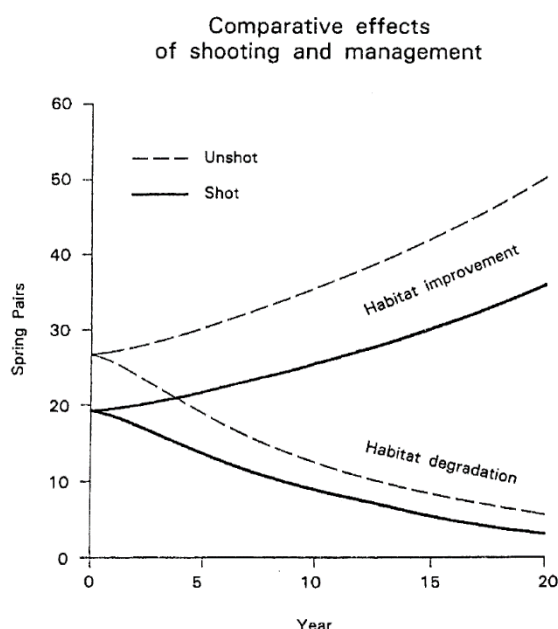
De onzekerheden over de nauwkeurigheid van de schattingen (voorjaarsstand en afschot), het gebruik van buitenlandse modelparameters en het populatiemodel zelf, bemoeilijken het bepalen van de werkelijke jachtintensiteit in Vlaanderen. Het is daarom moeilijk in te schatten in welke mate overbejaging, naast habitatdegradatie, een rol speelt in de afname van de patrijs in Vlaanderen. Meer gerichte monitoring en zenderonderzoek voor het achterhalen van de Vlaamse modelparameters zijn hiervoor vereist (zie hoofdstuk 10).

Ondanks deze onzekerheden zijn er aanwijzingen dat de jachtintensiteit in bepaalde WBE's actueel te hoog is. Zoals hoger aangetoond, zal bij overbejaging de stand steeds achteruitgaan en de inspanningen in het kader van soortherstel teniet doen. Het vermijden van overbejaging is daarom uitermate belangrijk.

5 Impact van een jachtverbod

Zoals in hoofdstuk 3 toegelicht verlaagt jacht de voorjaarsstand t.o.v. een situatie zonder jacht (Aebischer, 1991). Het stopzetten van de jacht zal initieel de voorjaarsstand doen toenemen (Aebischer, 1991).

Hoewel jacht een belangrijke impact heeft op de populatiegroei, tonen alle populatiemodellen aan dat het verbeteren van slechts één parameter (in dit geval overleving doorheen het jachtseizoen) de neerwaartse trend van de populatie niet zal stoppen. De primaire oorzaak van de achteruitgang van patrijs wordt toegewezen aan de intensivering van de landbouw, o.a. verminderd voedselaanbod door een toegenomen pesticidegebruik (vb. Bright *et al.*, 2008), en de degradatie van het landschap (Kuijper *et al.*, 2009). Een jachtverbod op zich zal dus niet volstaan om de achteruitgang op lange termijn te stoppen. Volgens Aebischer (1991) zou het effect van een jachtverbod dan ook binnen vijf jaar tenietgedaan worden door de lage kwaliteit van de habitat en zou de populatiegrootte vervolgens verder blijven dalen (Figuur 18). Habitatverbetering, met of zonder duurzame jacht, leidt daarentegen wel in beide scenario's tot hogere populatiedensiteiten.

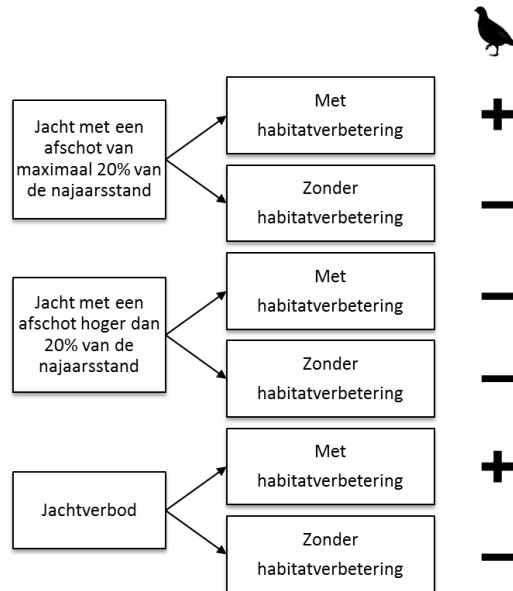


Figuur 18: Vergelijking van de gemodelleerde trend van de voorjaarsstand van patrijs onder vier beheersscenario's: habitatverbetering zonder jacht, habitatverbetering met jacht (afschot van 20% van de najaarsstand), habitatdegradatie zonder jacht, habitatdegradatie met jacht (afschot van 20% van de najaarsstand). Uit Aebischer (1991).

Nederland, Zwitserland en Luxemburg sloten de jacht op patrijs, respectievelijk in 1998, 1988 (in Genève reeds in 1974) en in 1982. Toch vertoont de populatie in Nederland over de periode 2006-2016 nog steeds een afname van meer dan 5% per jaar (Meetnet Broedvogelmonitoring, SOVON & CBS, www.sovon.nl). In Zwitserland verdwenen de oorspronkelijke populaties in 2000 (Jenny *et al.*, 2002). Ook in Luxemburg is de patrijs nagenoeg uitgestorven, waarbij de voorjaarsstand in 2014 op 30 tot 60 broedparen geschat wordt (Lorgé *et al.*, 2015). Dit illustreert dat een jachtverbod op zich niet volstaat om de achteruitgang op lange termijn te stoppen.

Bovenstaande scenario's gaan steeds uit van een duurzame jacht waar niet meer dan 20% van de najaarsstand geschoten wordt. Gezien de ongunstigere habitatomstandigheden ligt het afschotpercentage voor een duurzame jacht in Vlaanderen vermoedelijk lager. Bij hogere afschotpercentages (overbejaging) zal de stand steeds achteruit gaan, los van het feit of er al dan niet habitatverbetering plaatsvindt. Overbejaging moet dus te allen tijde vermeden worden, aangezien dit de inspanningen in het kader van soortherstel teniet zal doen. Overbejaging vormt voornamelijk een risico in gebieden met een lage populatiedensiteit (zie o.a. De Leo *et al.*, 2004). Ondanks de onzekerheden bij het bepalen van de jachtintensiteit, lijken er alsnog aanwijzingen te zijn dat de jachtintensiteit in bepaalde WBE's actueel te hoog is.

Figuur 19 vat de verschillende scenario's en hun effect op de instandhouding van de patrijs samen. Slechts twee scenario's resulteren in een gunstige staat van instandhouding: het scenario van een jachtverbod met habitatverbetering en het scenario van beperkte jacht (maximaal 20% van de najaarsstand) met habitatverbetering. Zonder habitatverbetering zal de staat van instandhouding ongunstig zijn, ongeacht of er al dan niet jacht plaatsvindt. Overbejaging zal steeds leiden tot een ongunstige staat van instandhouding. Hierbij merken we op dat voor een duurzame jacht in de Vlaamse context de maximale duurzame jachtintensiteit actueel waarschijnlijk lager zal liggen dan 20%.



Figuur 19: Instandhouding van de patrijs onder verschillende beheersscenario's waarbij + staat voor een gunstige en - voor een ongunstige staat van instandhouding.

6 Maatregelen naast habitatverbetering

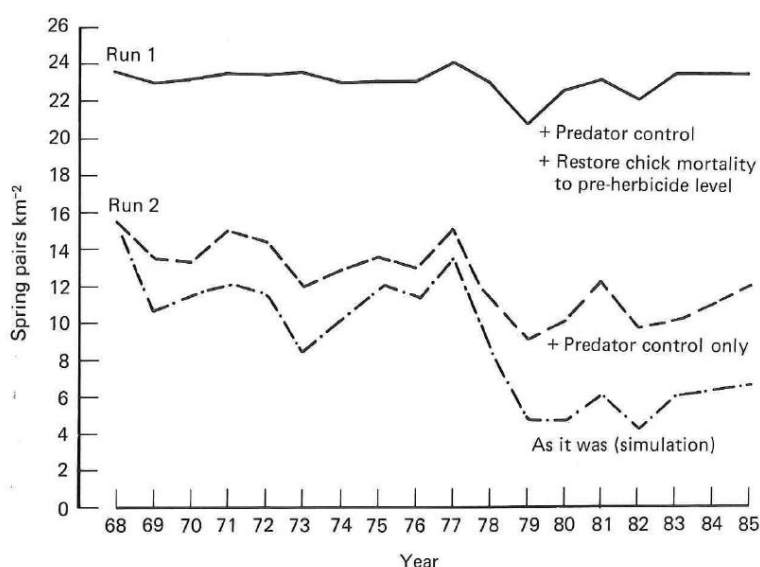
De primaire oorzaak van achteruitgang van patrijs is intensivering van de landbouw en de degradatie van het landschap (zie review Kuijper *et al.*, 2009). Het is dan ook vanzelfsprekend dat habitatverbetering een centrale rol krijgt in de soortbescherming van patrijs. Aanvullend kunnen bijkomende beheermaatregelen ingezet worden (zie Scheppers *et al.*, 2014). De bekendste zijn bijvoederen tijdens de wintermaanden en predatorbestrijding.

Sánchez García & Buner (2017) stelden praktische richtlijnen op voor het correct bijvoederen om bijvoorbeeld problemen met ratten of predatie op de voederplaats te vermijden.

Van Den Berge *et al.* (2007) bespreken predatorbestrijding in de context van patrijzenbeheer. Het gamma aan predatoren van de patrijs is zeer uitgebreid en omvat zowel soorten die bejaagd of bestreden kunnen worden, als diersoorten die in Vlaanderen beschermd zijn. Omdat de bejaagbare soorten, het tijdstip en de toegelaten middelen verschillen tussen landen en regio's, is het extrapoleren van bevindingen over predatorbestrijding uit het buitenland naar Vlaanderen moeilijk.

Studies die predatorbestrijding opnemen in hun beheerpakket stellen dat deze maatregel op zich de neerwaartse trend van de populatie niet zal stoppen (bv. Bro *et al.*, 2000). Potts (1986) vergeleek aan de hand van simulaties het effect van enkel het intensifiëren van predatorbestrijding t.o.v. de toenmalige situatie en het effect van predatorbestrijding in combinatie met habitatverbetering (Figuur 20). Hieruit blijkt dat enkel predatorbestrijding onvoldoende is om de negatieve populatietrend te stoppen. Dat zou wel mogelijk zijn bij de combinatie van predatorbestrijding met habitatverbetering. Aebischer & Ewald (2004) tonen via simulaties aan dat de meerwaarde van predatorbestrijding ligt in de snellere reactie van de patrijzenpopulatie op habitatverbetering en in een reductie van de benodigde oppervlakte aan habitatmaatregelen om de populatie te herstellen. Hierbij merken we op dat de predatorbestrijding zoals opgenomen in de simulaties van Potts (1986) en Aebischer & Ewald (2004) veel ruimer is dan wat de Vlaamse wetgeving actueel toelaat. Zo werden bijvoorbeeld vossen 's nachts geschoten met behulp van lampen en werden er stroppen gebruikt. De predatorbestrijding omvatte ook in Vlaanderen beschermde soorten, waaronder hermelijn, wezel en egel (zie Tapper *et al.* (1996) voor meer informatie).

Naast predatorbestrijding helpt het doordacht aanleggen van bijkomende patrijzenhabitat om predatie te verminderen en zo het risico op een ecologische val te beperken (zie Scheppers *et al.*, 2014).



Figuur 20: Simulatie van de patrijzenpopulatie in Sussex (Groot-Brittannië) onder de toenmalige omstandigheden ('As it was (simulation)'), bij het intensifiëren van predatorbestrijding ('Run 2') en bij het intensifiëren van predatorbestrijding in combinatie met habitatverbetering ('Run1'). Uit Potts (1986).

7 Bijdrage van de jagerij aan populatieherstel

Jacht verlaagt de voorjaarsstand t.o.v. een situatie zonder jacht. In het geval van een sterk dalende populatie stelt zich dan ook de vraag welke meerwaarde het bejaagbaar houden van de soort heeft bij het herstellen (laten toenemen) van de populatie. Deze meerwaarde moet daarbij groter zijn dan de verlaging van de voorjaarsstand ten gevolge van het verrichte afschot.

De belangrijkste sleutel tot het herstel van de patrijzenpopulatie ligt in maatregelen in het agrarisch landschap om de gedegradeerde habitat te verbeteren. De beheermaatregelen moeten daarbij beantwoorden aan de verschillende noden van de patrijs doorheen het jaar, bijvoorbeeld nestgelegenheid, kuikenhabitat en wintervoedsel. Voor meer informatie over de verschillende mogelijke beheermaatregelen verwijzen we naar Van Den Berge *et al.* (2007) en Scheppers *et al.* (2014). Het belangrijkste instrument voor het implementeren van maatregelen in het landbouwgebied zijn actueel de beheerovereenkomsten die landbouwers op vrijwillige basis kunnen afsluiten met de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), onder andere in functie van akkervogels (zie o.a. Jardin, 2018). Landbouwers krijgen hierbij deskundig advies en begeleiding door bedrijfsplanners van de VLM. Zoals gesteld in Van Den Berge *et al.* (2007) kunnen in deze context ook jagers een bijdrage leveren: rechtstreeks door habitatmaatregelen te implementeren op eigen terreinen of onrechtstreeks door landbouwers te informeren en te sensibiliseren over het belang van habitattherstel. Daarbij werd opgemerkt dat het onduidelijk was in welke mate de jagerij bijdroeg aan het implementeren van habitatmaatregelen in het agrarisch gebied. Ruim 10 jaar later is dit nog steeds een kennislacune.

Een algemeen jachtverbod op patrijs kan de voorjaarsstand doen toenemen, maar kan er tegelijk voor zorgen dat de jagerij haar motivatie verliest om habitatmaatregelen te nemen. Een verbod zou in dat geval contraproductief zijn. Deze stelling wordt voornamelijk in Engeland aangehaald, o.a. door Aebischer (1991), Robertson (1991) en Watson *et al.* (2007). De situatie in Engeland verschilt echter met de Vlaamse. In Engeland is de grondeigenaar vaak ook de lokale jager die door het nemen van habitatmaatregelen een directe return heeft in de vorm van een verhoogd (commercieel) afschot. Door het systeem van de verpachting van het jachtrecht is dit in Vlaanderen vaak niet het geval. Daarnaast zijn de door de jagerij uitgevoerde maatregelen vaak niet enkel gericht op patrijs, maar komen ze ook andere bejaagbare wildsoorten ten goede. Het is daarom weinig waarschijnlijk dat het sluiten van de jacht op patrijs zou leiden tot een volledige stop van de bijdrage van de jagerij aan het habitattherstel in het landbouwgebied. Een tijdelijk jachtverbod zou in dit opzicht motiverend kunnen werken om de soort opnieuw bejaagbaar te maken in een duurzame context. Dit principe zit al sinds 2008 verwerkt in de jachtwetgeving. Het nemen van habitatmaatregelen is een van de voorwaarden voor het mogen bejagen van patrijs (zie Bijlage 1). Een decennium later blijkt de patrijzenpopulatie echter nog steeds sterk achteruit te gaan. De voorwaarden opgenomen in de jachtwetgeving leverden niet het beoogde resultaat.

Een andere maatregel die de jagerij toepast is predatorbestrijding. Zoals vermeld in hoofdstuk 6 ligt de meerwaarde van predatorbestrijding volgens Aebischer & Ewald (2004) enerzijds in het sneller reageren van de patrijzenpopulatie op habitatverbetering en anderzijds in een reductie van de benodigde oppervlakte voor habitatmaatregelen om de populatie te herstellen. De impact van predatorbestrijding in Vlaanderen is actueel niet gekend. Omdat predatorbestrijding ruimer ingezet wordt in het kader van de jacht op kleinwild, kan verwacht worden dat een jachtverbod op patrijs geen of weinig impact zal hebben op de mate van predatorbestrijding.

De sterke achteruitgang van de patrijs heeft ertoe geleid dat ook vanuit de jachtsector enkele initiatieven opgezet werden die de soort ten goede zouden moeten komen. Voorbeelden van dergelijke projecten zijn “Wildbeheer-Groepering Patrijzenbeheer Westhoek” (1998-2001) (Debruyne & Theunynck, 2001) in de provincie West-Vlaanderen en Het Vlaams patrijzenproject (2016-lopende). Ook werkt de jachtsector mee aan “Zot van pAtrijs”, een plattelandsproject in de provincie Antwerpen, dat goedgekeurd werd voor een ‘Programma voor Plattelandsontwikkeling’ (PDPO)-subsidie in 2017-2018. Deze projecten richten zich voornamelijk op het sensibiliseren van jagers en landbouwers voor het uitvoeren van specifiek beheer in functie van patrijs. Demonstratieprojecten in het buitenland konden op kleine schaal succes boeken door het intensief implementeren van een beheer gericht op patrijs (zie bv. Aebischer & Ewald, 2012). In hoeverre ook Vlaamse sensibiliseringsprojecten effectief (op lokale schaal) resultaten hebben opgeleverd op het terrein, is niet gekend. Vanhuysse (2018) vermeldt wel de maatregelen die 55 WBE’s ondernamen in het kader van het Vlaams patrijzenproject en ‘Zot van pAtrijs’ in 2017.

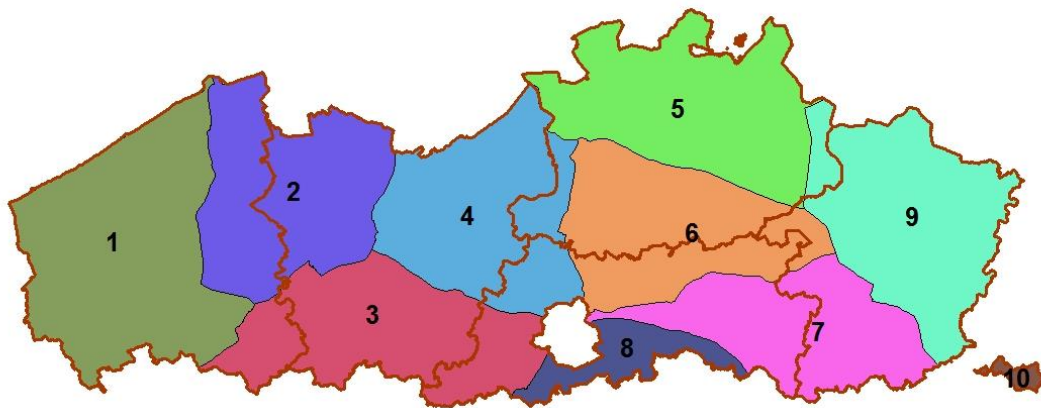
8 Instellen van een jachtverbod

De primaire oorzaak van de achteruitgang van patrijs is het verdwijnen van hun habitat in het agrarisch gebied. De prioritaire uitdaging voor het herstellen van de patrijzenpopulaties is bijgevolg de verbetering van hun leefgebied. De vraag stelt zich of het herstellen van de patrijzenpopulaties gepaard kan gaan met de bejaging van deze soort zoals nu het geval is.

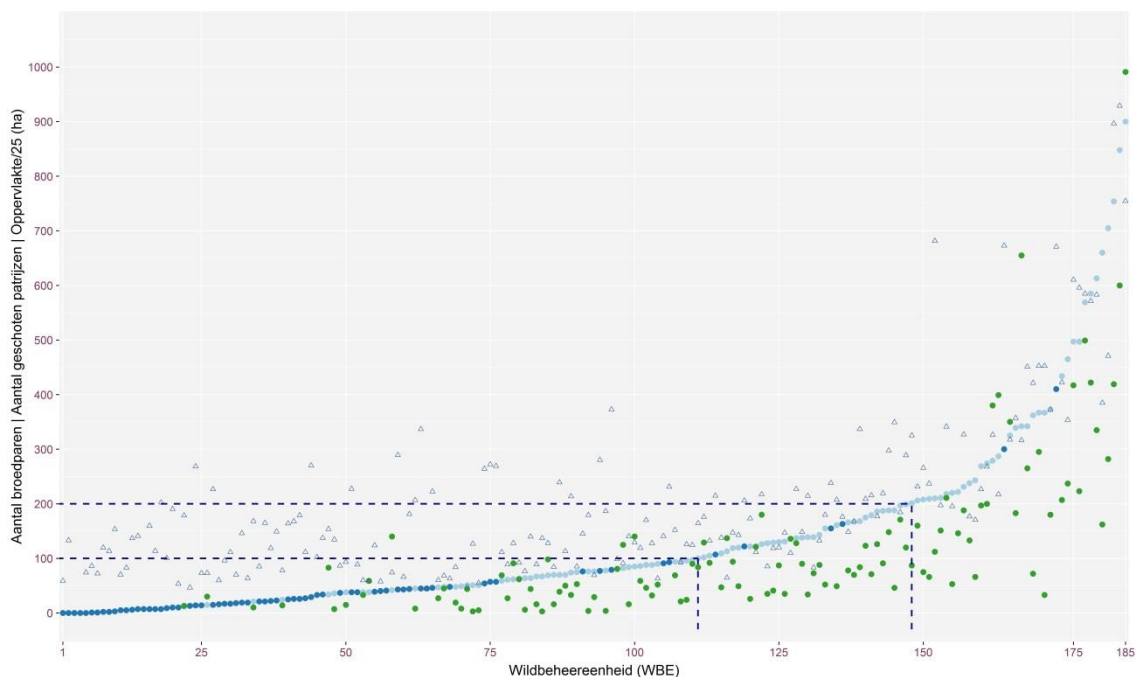
Populatiemodellen tonen aan dat bij overbejaging de kans op uitsterven reëel is en dat dit dus te allen tijde vermeden moet worden. Het is niet gekend in welke mate de huidige jachtintensiteit bijdraagt aan de sterke afname van de patrijs in Vlaanderen. Uit de analyse van de jachtintensiteit op WBE-niveau blijkt dat er aanwijzingen zijn dat de jachtintensiteit in bepaalde WBE's actueel te hoog is. Daarnaast vormt overbejaging voornamelijk een risico in gebieden met een lage populatiedensiteit, waarbij zelfs een laag afschot alsnog een niet-duurzaam hoog percentage van de najaarsstand kan vertegenwoordigen. De huidige jachtwetgeving tracht het risico op overbejaging tegen te gaan door jacht te beperken tot gebieden met een voldoende hoge populatiedichtheid. Door de dalende patrijzenpopulatie en de vaststelling dat in 2016 114 van de 185 WBE's (62%) toestemming kregen om de patrijs te bejagen en in 116 (63%) WBE's er effectief een afschot gerealiseerd werd, kan de bruikbaarheid van deze drempelwaarde in zijn huidige toepassing in vraag gesteld worden. Dat een aantal WBE's een afschot rapporteren ondanks het feit dat ze niet voldeden aan de drempelwaarde, noopt tot een nadere evaluatie. Omdat de jacht op patrijs volgens de Vlaamse jachtwetgeving moet worden uitgeoefend in het kader van duurzaam wildbeheer, maar zowel de populatie als het afschot op zich een sterke daling kennen, staat het duurzaam karakter van de jacht op patrijs onder druk. De huidige inspanningen voor het herstel van de patrijzenpopulaties kunnen niet verhinderen dat de populatieafname zich verder doorzet.

Aangezien de drempelwaarde voor de voorjaarsstand in zijn huidige toepassing in vraag gesteld kan worden, is in eerste instantie een andere opdeling nodig in gebieden waar jacht wel of niet wordt toegelaten om het risico op overbejaging tegen te gaan. Zo stelt Van Gossum (2012) een alternatieve benadering voor die bestaat uit een geografische beperking van de jacht op basis van de provinciegrenzen. Dergelijke regeling deed zich al eens voor in de periode 1998-2003 voor de jacht op de grauwe gans. Jacht was toen enkel toegelaten in de provincies Oost- en West-Vlaanderen. Zoals hoger vermeld wordt het afschot van patrijs voornamelijk gerealiseerd in de provincie West-Vlaanderen, namelijk 45% van het totale afschot in 2016. Figuur 6 en Figuur 2 tonen aan dat de hoogste dichtheden van patrijs zich in deze provincie bevinden, waardoor het risico op overbejaging hier kleiner is. Een nadeel van het gebruik van provinciegrenzen is het feit dat Figuur 16 toont dat in alle provincies een aantal WBE's de drempelwaarde van een jachtintensiteit van 20% overschreed.

Een andere benadering bestaat er in om niet met administratieve grenzen te werken maar zones af te bakenen waar jacht op patrijs al dan niet wordt toegestaan. De implementatie in 2017 van 10 faunabeheerzones in Vlaanderen (Figuur 21), die actueel enkel uitgewerkt worden voor everzwijn, zou hiervoor gehanteerd kunnen worden. Het nadeel hiervan is dat deze zones uitgewerkt werden in functie van everzwijn en dus wellicht minder relevant zijn voor patrijs. Het voordeel van het werken met de bestaande faunabeheerzones is dan weer het vermijden van een nieuwe afbakening in het kader van wildbeheer. Het werken met kleinere zones, zoals actueel de wildbeheereenheden, raden we af omdat het beheer van patrijs bij voorkeur gebeurt in gebieden met een voldoende populatiegrootte. Péroux *et al.* (2006) stellen hiervoor een richtwaarde voorop van minimum 100 en bij voorkeur 200 tot 400 koppels in het voorjaar. Figuur 22 toont dat in 2016 59% van de WBE's geen 100 koppels en 79% geen 200 koppels in hun werkingsgebied rapporteerden. Op basis van de huidige densiteiten stellen Van Den Berge *et al.* (2007) dat, zeker bij lagere densiteiten, het beheer van patrijs best gebeurt over een oppervlakte die het werkingsgebied van meerdere WBE's omvat.



Figuur 21: Kaart met de 10 Faunabeheerzones in Vlaanderen.



Figuur 22: Het aantal gerapporteerde broedparen, het aantal geschoten patrijzen en de oppervlakte van het werkingsgebied voor de 185 erkende wildbeheereenheden (WBE's) in 2016. De WBE's in de grafiek zijn gerangschikt volgens de toename van het aantal gerapporteerde broedparen. De stippellijn duidt de grens aan van 100 en 200 broedparen volgens Péroux *et al.* (2006). Deze wordt bereikt bij respectievelijk de 111^{ste} en de 148^{ste} WBE. Verklaring van de symbolen: ● het aantal broedparen in WBE's zonder afschot; ● het aantal broedparen in WBE's met afschot; ● het aantal geschoten patrijzen per WBE met afschot; △ de oppervlakte van het werkingsgebied van de WBE.

Habitatverbetering is een bepalende factor om te komen tot een duurzaam populatieherstel van de patrijs. In gebieden met een hogere populatiedensiteit is het risico op overbejaging lager, maar ook hier kan een tijdelijk jachtverbod de kansen op herstel verhogen. Het is daarom te overwegen om dergelijke maatregel te nemen in een periode met een gerichte aanpak voor grootschalig habitatherstel in deze gebieden (bv. via het soortbeschermingsprogramma 'Akkervogels'). Op deze manier zou de voorjaarsstand licht moeten verhogen (zie ook Figuur 18), waardoor de populatie betere kansen heeft om te reageren op habitatverbeteringen. Wanneer de populatie zich hersteld heeft op een voldoende hoog niveau, kan de jacht opnieuw geopend worden, op voorwaarde dat ze duurzaam is (zie verder).

Naast het invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod in het kader van populatieherstel (1) in gebieden met lage aantallen en dichtheden waar het risico op overbejaging groot is, (2) in gebieden waar er aanwijzingen zijn voor

overbejaging en (3) in gebieden met een gerichte aanpak voor grootschalig habitatherstel, stelt zich de vraag welke impact een (tijdelijk) jachtverbod in de resterende gebieden in Vlaanderen zou hebben. Gezien jacht de voorjaarsstand verlaagt t.o.v. een situatie zonder jacht, zou een jachtverbod initieel de voorjaarsstand doen toenemen. Aangezien habitatverbetering de sleutel tot een succesvol populatieherstel is, zal bij ontoereikende of onvoldoende habitatmaatregelen de populatie, ondanks dit jachtverbod, snel terugvallen tot op het niveau van bij de invoering van het jachtverbod, om vervolgens verder te dalen. In dergelijke situatie biedt een jachtverbod geen oplossing op langere termijn. De vraag die zich hier stelt is wat het effect van een jachtverbod in deze gebieden op korte termijn zal zijn. Dat effect valt te vervatten in twee mogelijke scenario's.

In het eerste scenario zal het (tijdelijk) jachtverbod op korte termijn resulteren in het winnen van tijd voor populatieherstel door een verlaging van de mortaliteit, waardoor de populatietrend minder snel zal dalen. Dit scenario gaat ervan uit dat het effect van het wegvallen van de habitatverbetering door de jagerij kleiner is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit. Dit kan enerzijds doordat de habitatverbetering door de jagerij niet volledig wegvalt, bijvoorbeeld omdat het jachtverbod een tijdelijk karakter heeft en hierdoor motiverend werkt om de habitatverbetering verder te zetten of omdat er nog steeds maatregelen voor andere kleinwildsoorten zoals fazant en haas genomen worden die ook een positieve invloed op patrijs kunnen hebben. Het a priori definiëren van voorwaarden voor het opheffen van het jachtverbod kan hierbij mogelijkheden bieden om tijdens het jachtverbod voldoende incentives te behouden voor de jachtsector om aan het herstel van patrijzenhabitat mee te werken. Anderzijds zou het kunnen dat de habitatverbetering door de jagerij niet voldoet om te compenseren voor de mortaliteit van het verrichte afschot.

In het tweede scenario zal het (tijdelijk) jachtverbod op korte termijn resulteren in een snellere achteruitgang van de patrijs door het wegvallen van de habitatverbetering door de jagerij, waarbij het effect van deze maatregelen actueel groter is dan de verlaging van de voorjaarsstand ten gevolge van het verrichte afschot. In dit scenario is het invoeren van een jachtverbod dan ook niet zinvol.

In beide scenario's zal de populatie in deze gebieden bij ontoereikende of onvoldoende habitatverbetering op lange termijn achteruit gaan. De huidige onzekerheden over de positieve effecten van maatregelen vanuit de jagerij en de grootte van de jachtintensiteit laten echter niet toe om te voorspellen welk scenario op korte termijn het meest waarschijnlijke is. De keuze tussen beide scenario's vormt dan ook een waardeoordeel over hoe om te gaan met deze onzekerheid.

Samengevat kan gesteld worden dat het **invoeren van een (tijdelijk) jachtverbod in het kader van populatieherstel** van patrijs zinvol is in volgende gevallen:

- **In gebieden met lage aantallen en dichtheden** van patrijs waar het risico op uitsterven erg groot is, zelfs bij een lage jachtdruk. Met het opschorten van de jacht verdwijnt het risico op uitsterven niet helemaal, maar wordt het wel verlaagd. De huidige wetgeving voorziet deze maatregel, maar de praktische uitwerking ervan kan in vraag gesteld worden.
- **In gebieden waar de jachtintensiteit te hoog is**, zodat de populatie zich zou kunnen herstellen van deze overbejaging.
- **In grote regio's om de kansen op populatieherstel te vergroten** bij het implementeren van maatregelen voor habitatherstel. Een jachtverbod zal op korte termijn leiden tot een verhoging van de voorjaarsstand waardoor ook sneller het beoogde populatieherstel gerealiseerd kan worden.
- **In heel Vlaanderen indien het effect van het wegvallen van de habitatverbetering door de jagerij kleiner is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit.** In dat scenario zal de populatie minder snel achteruit gaan, waardoor er tijd gewonnen wordt voor het implementeren van voldoende habitatverbetering.

9 Opheffen van een jachtverbod

Voor de jachtsector is het van belang duidelijke criteria op te stellen om te bepalen wanneer een jachtverbod wordt ingesteld of opgeheven. Hierbij is het belangrijk om niet alleen te kijken naar de lokale trend, maar ook de trend in de omliggende gebieden en de Vlaamse trend in rekening te brengen. Het ABV-project kan in deze context gebruikt worden voor het opvolgen van de Vlaamse trend. Het schatten van de lokale populatiegrootte, en eventueel ook van de omliggende gebieden, vereist de validatie van de WBE-gegevens of het implementeren van een andere, accuratere telmethode (zie Vanhuysse & Scheppers, 2018).

Enmaal de populatie zich hersteld heeft en zich kan handhaven op een stabiel en voldoende hoog niveau, kan in principe opnieuw jacht toegelaten worden maar alleen onder de belangrijke voorwaarde dat er geen overbejaging plaatsvindt. Populatie-dynamische parameters en populatiemodellering moeten dan bepalen hoe hoog de jachtintensiteit maximaal kan zijn.

10 Kennislacunes

De populatie van de patrijs is de laatste decennia in Europa sterk achteruit gegaan. Daar waar een afname van de kuikenoverleving en geschikte broedhabitat aan de basis lagen van de initiële achteruitgang, kunnen meer recent ook andere factoren, zoals een toegenomen predatiedruk, bijgedragen hebben aan de verdere achteruitgang van de soort. Ook overbejaging vormt een reële bedreiging. Het risico daarop is groter in gebieden met een lage populatiedensiteit, zoals Vlaanderen. Via populatiemodellering kan het relatieve belang van de verschillende demografische kenmerken op de populatiegroei bepaald worden. Dit laat toe om de mogelijke impact van beheermaatregelen of combinaties ervan op de populatiegroei te onderzoeken. De gegenereerde informatie draagt op die manier rechtstreeks bij aan een effectiever en efficiënter soortenbeheer van de patrijs. Daarnaast laten populatiemodellen toe om de effecten van verschillende jachtdrukken op de populatie te simuleren en zo de verschillen in duurzaamheid ervan te onderzoeken. Deze modellen zijn voorhanden en hebben in verschillende situaties buiten Vlaanderen al hun nut in het bijsturen van het beheer van patrijs bewezen. Het knelpunt is echter het ontbreken van gegevens over de kenmerken van de Vlaamse patrijspopulaties. Er bestaan wel veel buitenlandse studies, maar die richten zich voornamelijk op gebieden met een hogere populatiedensiteit. Bovendien zijn er tussen de landen en regio's waar de studies uitgevoerd werden, grote verschillen in de manier waarop de jacht op patrijs wordt uitgeoefend (van geen jacht tot het uitzetten van patrijs voor de jacht) en de graad van predatorbestrijding. Inzicht in de mate van predatie en de effecten van predatorbestrijding in Vlaanderen zijn dan ook belangrijk bij de discussie over het beheer van de patrijs.

Om een beeld te krijgen van de modelparameters voor Vlaanderen, voerde het INBO in 2010-2013 een pilootstudie uit in het kader van de populatiemodellering van de patrijs. In deze pilootstudie werd ervaring opgedaan met de verschillende vangsttechnieken en de technieken rond het zenderen van patrijs. Er werden 34 hennen en 38 hanen gezenderd en aan de hand van telemetrie opgevolgd met het oog op het verzamelen van de nodige terreingegevens voor het bepalen van een eerste set modelparameters voor Vlaanderen. Door een verschuiving in de onderzoeksprioriteiten werd het project echter vroegtijdig stopgezet. Het ontbreken van Vlaamse modelparameters blijft hierdoor een belangrijke hindernis bij het extrapoleren van bevindingen en richtlijnen vanuit het buitenland. Ook in Nederland stelt Roodbergen (2013) dat het verzamelen van gegevens over demografische parameters, met name kuikenoverleving, overleving van broedende hennen en winteroverleving, de belangrijkste kennislacune vormt. Het bekomen van deze gegevens is enkel mogelijk via zenderonderzoek.

Verschiedende beheermaatregelen zijn gekend (zie Scheppers *et al.*, 2014) en worden nog steeds verder ontwikkeld. Zo wordt bijvoorbeeld geëxperimenteerd met nieuwe zaadmengsels, de aanleg van keverbanken en het inzaaien in blokvormige percelen eerder dan de gebruikelijke stroken (zie bijvoorbeeld het INTERREG project PARTRIDGE (2016-2020), <https://northsearegion.eu/partridge>). Vaak is het effect van de individuele maatregelen niet rechtstreeks meetbaar en wordt enkel het gezamenlijke effect van het gevoerde beheer onrechtstreeks geëvalueerd aan de hand van patrijsentellingen in het voorjaar. Het positieve effect van een bepaalde beheermaatregel (bv. het voorzien van nesthabitat) resulteert niet altijd in een verhoging van de voorjaarsstand (bv. omdat er onvoldoende kuikenhabitat aanwezig is). Nochtans is de beschikbaarheid van kennis per beheermaatregel cruciaal voor terreinbeheerders om effectieve beheermaatregelen te kunnen inzetten. Naast het bepalen van de demografische parameters kan zenderonderzoek ook toelaten om te evalueren in welke mate afzonderlijke beheermaatregelen effectief zijn.

Tenslotte is ook de kwaliteit van de monitoringsgegevens een aandachtspunt. Daar waar het ABV-project als doelstelling het opvolgen van de populatietrend op Vlaams niveau beoogt, zouden de WBE-statistieken analyses kunnen toelaten op kleinere schaal. WBE's moeten jaarlijks de voorjaarsstand van de patrijs in hun werkingsgebied rapporteren. Voor het bepalen van de voorjaarsstand wordt echter geen gestandaardiseerde monitoringsmethode vooropgesteld, wat wel het geval is in het ABV-project. Hierdoor is het niet gekend op welke wijze en met welke nauwkeurigheid de door de WBE's gerapporteerde aantallen bepaald werden. Het grote verschil tussen de gerapporteerde voorjaarsstand door de WBE's en de geschatte voorjaarsstand op basis van de Broedvogelatlas in combinatie met het ABV-project verduidelijkt de nood aan specifieke gevalideerde monitoringmethodes voor patrijs. Dit is zeker belangrijk indien dit cijfermateriaal de basis blijft vormen voor het al dan niet toelaten van bejaging van patrijs. De implementatie van een gestandaardiseerde telmethode waarbij gebruik gemaakt wordt van geluidsnabootsing (zie Vanhuysse & Scheppers, 2018) kan beter cijfermateriaal opleveren. Naast betere gegevens over de voorjaarsstand, is het belangrijk om ook een goed zicht te hebben op de najaarsstand. Een duurzaam afschot mag immers niet hoger zijn dan 20% van de najaarsstand (op basis van buitenlandse populatiekenmerken).

Dit vereist tellingen van de najaarsstand net voor het jachtseizoen, m.a.w. voor 15 september. Deze najaarstellingen worden echter niet gevraagd in de huidige jachtreglementering voor patrijs en kenne, in tegenstelling tot bijvoorbeeld Engeland en Frankrijk, geen traditie in Vlaanderen. Op deze manier kan het effect van een slecht voortplantingsresultaat in rekening gebracht worden bij het bepalen van het afschot en kan overbejaging vermeden worden.

11 Conclusies

- De Vlaamse patrijzenpopulatie kent een aanhoudende sterke afname die in elke provincie waarneembaar is. De huidige inspanningen volstaan niet om de dalende populatietrend een halt toe te roepen. Wijzigingen in het beleid dringen zich op om de staat van instandhouding van deze Rode lijstsoort in Vlaanderen niet verder in gevaar te brengen.
- Jacht leidt tot een verlaging van de voorjaarsstand t.o.v. de niet-bejaagde situatie omdat jachtmortaliteit niet of slechts gedeeltelijk wordt gecompenseerd.
- Overbejaging leidt tot een afname van de populatiegrootte en op lange termijn tot het uitsterven van de populatie. Overbejaging vormt voornamelijk een risico in gebieden met een lage populatiedensiteit. Met het opschorten van de jacht verdwijnt het risico op uitsterven niet, maar wordt het wel verlaagd doordat overbejaging voorkomen wordt.
- Hoewel er binnen de huidige jachtwetgeving een drempel werd ingebouwd voor het toelaten van patrijzenjacht, blijft het mogelijk om patrijs te bejagen in gebieden met een lage populatiedensiteit. Om het risico op overbejaging tegen te gaan, raden we aan de criteria voor het toelaten van patrijzenjacht te herzien.
- In gebieden met een hogere populatiedensiteit waar het risico op overbejaging lager is, kan een tijdelijk jachtverbod de kans op populatieherstel verhogen, op voorwaarde dat dit gepaard gaat met voldoende maatregelen voor habitattherstel. Op deze manier zou de voorjaarsstand licht moeten verhogen, waardoor de populatie betere kansen heeft om te reageren op de habitatverbeteringen. Habitatverbetering is een bepalende en cruciale factor om te komen tot een duurzaam populatieherstel van de patrijs. Bij ontoereikende of onvoldoende habitatmaatregelen zal de populatie, ondanks een jachtverbod, snel terugvallen tot het niveau van bij de invoering van het jachtverbod, om vervolgens verder te dalen.
- Het bepalen van de huidige jachtintensiteit is niet mogelijk door het gebrek aan accurate monitoringsgegevens en schattingen van de Vlaamse populatiedynamische kenmerken. Ondanks deze onzekerheden zijn er aanwijzingen dat de jachtintensiteit in bepaalde WBE's op dit moment te hoog is. In die WBE's kan de populatie zich door een lokaal jachtverbod deels herstellen van deze overbejaging.
- Een jachtverbod in de overige gebieden kan zinvol zijn indien het effect van het wegvallen van de habitatverbetering door de jagerij kleiner is dan het effect van het wegvallen van de jachtmortaliteit. In dat scenario zal de populatie minder snel achteruit gaan, waardoor er tijd gewonnen wordt voor het implementeren van voldoende habitatverbetering. Indien het effect van het wegvallen van de habitatverbetering echter groter is dan het effect van de extra jachtmortaliteit, zal een jachtverbod op korte termijn resulteren in een snellere achteruitgang van de patrijs. De huidige onzekerheden laten niet toe om te voorspellen welk scenario het meest waarschijnlijk is.
- Het feit dat de impact van bejaging op een kwetsbare en sterk afnemende soort als de patrijs niet goed kan ingeschat worden, kan als problematisch worden beschouwd. Om hier antwoord op te bieden is gestandaardiseerde monitoring noodzakelijk. Het opzetten van een zenderonderzoek moet toelaten om de populatiedynamische kenmerken van de Vlaamse patrijzen te bepalen en zal bijdragen aan een effectiever en efficiënter soortenbeheer van de patrijs.

Referenties

- Aebischer N.J. (1991) Sustainable yields: gamebirds as a harvestable resource. *Gibier Faune Sauvage*, 8, 335-351.
- Aebischer N.J. & Ewald J.A. (2004) Managing the UK Grey Partridge (*Perdix perdix*) recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146: 181-191.
- Aebischer N.J. & Ewald J.A. (2012) The grey partridge in the UK: population status, research, policy and prospects. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2): 353-362.
- Bright J.A., Morris A.J. & Winspear R. (2008). A review of Indirect Effects of Pesticides on Birds and mitigating land-management practices. RSPB Research Report No 28.
- Bro E., Sarrazin J., Clobert J. & Reitz F. (2000) Demography and decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *J. Appl. Ecol.* 37, 432-448.
- Caswell H. (2001) *Matrix Population Models: Construction, analysis and interpretation*. B. D. Woods Hole Oceanographic Institution. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates, Inc. Publishers: 722.
- Cattadori I.M., Haydon D.T., Thirgood S.J. & Hudson P.J. (2003) Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos* 100: 439-446
- De Leo G.A., Focardi S., Gatto M. & Cattadori I.M. (2004) The decline of the grey partridge in Europe: comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecological Modelling* 177: 313-335.
- De Bruyn L., Devos K., Van Den Berge K., Vermeersch G. & T'jollyn F. (2019) Effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouvvogels in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (26). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Debruyne R. & Theunynck P. (2001) Wildbeheer-groepering Patrijzenbeheer Westhoek. Eindrapport 1998-2001.
- Devos K. (2004). Patrijs. In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004) Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.
- Devos K., Scheppers T., Onkelinx T., Verschelde P. & Casaer J. (2013) Advies betreffende patrijs, haas, wintertaling, watersnip, smient en meerkoet in het kader van de voorbereiding van het Jachtopeningsbesluit 2013-2018. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2012.148.
- Devos K., Anselin A., Driessens G., Herremans M., Onkelinx T., Spanoghe G., Stienen E., T'Jollyn F., Vermeersch G. & Maes D. (2016a). De IUCN Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2016). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (11485739). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Devos K., Vermeersch G., Onkelinx T., T'Jollyn F. & Lewylle I. (2016b) Het project Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV): een nieuwe update van populatietrends (2007-2016). Vogelnieuws, ornithologische nieuwsbrief van het INBO, (27) 28-31, Brussel.
- Errington P.L. (1946) Predation and Vertebrate Populations. *The Quarterly Review of Biology*, 21(2): 144-177.
- Imperio S., Ferrante M., Grignetti A., Santini G. & Focardi S. (2010) Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biol* 16: 205-214.
- Jardin S. (2018) Van vogelvoedselgewas tot vogelakker: beheerovereenkomsten in de praktijk. *Natuur.oriolus*, 84(3): 96-100.
- Jenny M., Weibel U., Lugin B., Josephy B., Regamey J. & Zbinden N. (2002) Rebhuhn Schlussbericht 1991-2000. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern.
- Kuijper D.P., Oosterveld E. & Wymenga E. (2009) Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population - a review. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 455-463.

Lande R., Engen S. & Saether B. (2003) Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press, Oxford.

Lorgé P., Bastian M. & Klein K. (2015) Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs, Version 2014. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr 30, 2015, Luxemburg.

Morris W.F. & Doak D.F. (2002) Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis. Sinauer Associates Inc., Sunderland, USA, 480 pp.

Péroux R., Lartiges A., Bray Y & Mauvy B. (2006) Évolution des effectifs au sein de populations de perdrix rouge et de perdrix grise reconstituées au cours d'opérations expérimentales conduites dans la région Auvergne – Limousin. Rapport du Centre National d'Études et de la Recherche Appliquée sur la petite faune sédentaire de plaine. Office national de la Chasse et de la Faune Sauvage, Direction des études et de la recherche, Station d'études et de recherche du Massif Central. Chamalieres, France.

Potts G. (1986) The Partridge: pesticides, predation and conservation. Collins Professional and Technical Books, London.

Robertson P.A. (1991) Wise use and Conservation. *Gibier Faune Sauvage*, 8: 379-388.

Robertson P.A. & Rosenberg A.A. (1988) Harvesting gamebirds. In: Hudson P.J. & Rands M.R.W. (eds) Ecology and management of gamebirds. pp 177-201. Blackwell Scientific Publications, London.

Roodbergen M. (2013) Het Jaar van de Patrijs: kennisupdate. Sovon-rapport 2013/12, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Roos S., Smart J., Gibbons D.W. & Wilson J.D. (2018) A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 93(4): 1915-1937.

Sánchez García C. & Buner F. (2017) Guidelines for successful gamebird and songbird feeding. Game & Wildlife Conservation Trust, Fordingbridge.

Sandercock B.K., Nilsen E.B., Brøseth H. & Pedersen H.C. (2011) Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology*, 80:244-258.

Scheppers T. (2009). Het aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid in het kader van het toekennen van verlengde patrijzenjacht. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.A.2009.191). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

Scheppers T. (2010). Advies betreffende het aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid in het kader van het toekennen van verlengde patrijzenjacht. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.A.2010.221). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

Scheppers T. (2011). Advies betreffende het aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid in het kader van het toekennen van verlengde patrijzenjacht. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.A.2011.91). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

Scheppers T. (2012). Advies betreffende het aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid in het kader van het toekennen van verlengde patrijzenjacht. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.A.2012.123). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

Scheppers T. (2013). Advies betreffende het aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid in het kader van het toekennen van verlengde patrijzenjacht. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.A.2013.80). Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

Scheppers T. & Casaer J. (2008) Wildbeheereenheden Statistieken – Rapportering en verwerking over de periode 1998 - 2007. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 9, Brussel.

Scheppers T., Casaer J. & De Smet L. (2014) Advies betreffende criteria voor patrijsvriendelijk beheer. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3126.

Stephens P.A., Sutherland W.J. & Freckleton R.P. (1999) What Is the Allee Effect? *Oikos*, 87(1): 185-190.

Tapper S.C., Potts G.R. & Brockless M.H. (1996) The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology*, 33: 965-978.

Tillmann J.E., Beyerbach M. & Strauss E. (2012) Do hunters tell the truth? Evaluation of hunters' spring pair density estimates of the grey partridge *Perdix perdix*. *Wildlife Biology*, 18: 113-120.

Van Daele P. & Mathyssen E. (1996) Herstelmogelijkheden van de patrijs in het Vlaamse Gewest. Tussentijds rapport in opdracht van AMINAL.

Van Den Berge K., Courtens W., Devos K., Dochy O. & Casaer J. (2007) Advies betreffende het op te maken Jachtopeningsbesluit voor de periode 2008 – 2013. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2007.168.

Van Gossum P. (Red.) (2012) Inhoudsevaluatie van natuurbeleid in landbouwgebied: case vogelbeheer en erosiebestrijding. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (50). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanhuyse K. (2018) Werken voor patrijs - Realisaties van WBE's in het kader van het Vlaams patrijzenproject en Zot van pAtrijs. *De Vlaamse Jager*, augustus: 22-24.

Vanhuyse K. & Scheppers T. (2018) Patrijzenkoppels tellen in het voorjaar. *De Vlaamse Jager*, maart: 24-28.

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004) Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.

Verzelen Y. (2017) Berekening van het gemiddeld aantal koppels patrijzen per 100 ha open ruimte per wildbeheereenheid voor de periode 2014-2016. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.3585.

Watson M., Aebischer N.J., Potts G.R. & Ewald J.A. (2007) The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology*, 44(5): 972-982.

Bijlage 1: Jachtwetgeving met betrekking tot de jacht op patrijs

Artikel 4 van het Besluit van de Vlaamse Regering betreffende de jachtopeningstijden in het Vlaamse Gewest voor de periode van 1 juli 2008 tot en met 30 juni 2013 (30 mei 2008):

§ 1. De jacht op kleinwild is open :

1° op patrijzen : van 15 september tot en met 15 oktober;

2° op hazen : van 15 oktober tot en met 31 december;

3° fazanthenen : van 15 oktober tot en met 31 december;

4° op fazanthenen : van 15 oktober tot en met 31 januari.

§ 2 In afwijking van § 1, 1°, wordt er voor de jacht op patrijzen een openingstijd toegestaan van 15 september tot en met 15 november, voor bij elkaar aangrenzende jachtterreinen die aan de volgende voorwaarden voldoen :

1° de opeenvolgende wilddrapporten die voor de jachtterreinen bijgehouden moeten worden, wijzen uit dat er binnen de perimeter van deze jachtterreinen gedurende de voorgaande drie jaar voor deze opening een gemiddelde dichtheid waargenomen is van minstens drie broedparen patrijzen per 100 ha open ruimte;

2° alle jachtterreinen maken alle deel uit van dezelfde erkende wildbeheereenheid, vermeld in het besluit van de Vlaamse Regering van 1 december 1998 houdende vaststelling van de voorwaarden waaronder afzonderlijke jachtterreinen vrijwillig tot grotere beheereenheden kunnen worden samengevoegd en van de criteria waaronder beheereenheden kunnen worden erkend;

3° voor de jachtterreinen wordt een wildbeheerplan ingediend als vermeld in het besluit van de Vlaamse Regering van 1 december 1998 houdende vaststelling van de voorwaarden waaronder afzonderlijke jachtterreinen vrijwillig tot grotere beheereenheden kunnen worden samengevoegd en van de criteria waaronder beheereenheden kunnen worden erkend, of wordt een dergelijk goedgekeurd plan bijgesteld, zodat de omschrijving van beheerdoelstellingen en beheermaatregelen die erin is opgenomen, expliciet gericht is op de verbetering van de staat van instandhouding van de patrijs. De goedkeuring van dat nieuwe of bijgestelde beheerplan opent met onmiddellijke ingang de jachtstijd.

De minister kan de voorwaarden bepalen waaraan de beheerdoelstellingen en de beheermaatregelen moeten voldoen die zijn opgenomen in een wildbeheerplan als vermeld in punt 3°.

Artikel 22 van het Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van de voorwaarden waaronder de jacht kan worden uitgeoefend (25 april 2014):

De gewone jacht op patrijs mag alleen worden uitgeoefend binnen een erkende WBE als aan elk van de volgende voorwaarden is voldaan:

1° de opeenvolgende wilddrapporten wijzen uit dat voor het geheel van jachtterreinen die tot de WBE behoren, gedurende de drie voorgaande kalenderjaren een gemiddelde dichtheid waargenomen is van minstens drie broedparen patrijzen per 100 ha open ruimte;

2° uit het faunabeheerplan blijkt dat een patrijsvriendelijk beheer wordt gevoerd.

De minister kan de criteria bepalen waaraan een patrijsvriendelijk beheer moet voldoen.