



Vlaanderen
is natuur



ONDERZOEK NAAR DE TRANSLOCATIE VAN JACHTWILD IN VLAANDEREN **CASE STUDY PATRIJS (*Perdix perdix*)**

Emily Vanhosbeek en Wouter Knaepen

In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

ecoduct 

Auteurs:

Emily Vanhosbeek, Wouter Knaepen

Reviewers:

Joris Sangers, Michiel Stas

Vestiging:

Ecoduct, Antwerpen

E-mail:

info@ecoduct.org

Wijze van citeren:

Vanhosbeek, E., Knaepen, W. (2024). Onderzoek naar de translocatie van jachtwild in Vlaanderen - case study patrijs (*Perdix perdix*). Ecoduct, Antwerpen in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos, Brussel.

Foto cover: Patrijs © Wouter Knaepen



**ONDERZOEK NAAR DE TRANSLOCATIE VAN
JACHTWILD IN VLAANDEREN
CASE STUDY PATRIJS (*Perdix perdix*)**

Emily Vanhosbeek en Wouter Knaepen

ANB-AB-2023-168

Dankwoord/Voorwoord

Aangezien dit rapport een literatuurstudie is, leveren we zelf geen nieuwe data aan en moeten we ons baseren op de informatie en kennis die al voorhanden is. We willen daarom graag het Agentschap Natuur & Bos, in het bijzonder Joris Sangers en Michiel Stas, bedanken om het rapport in goede banen te leiden en met een kritische blik onze bevindingen te beoordelen. Daarnaast bedanken we ook experts Joachim Mergeay (INBO) en Dr. rer. nat. Amelie Laux (Georg-August-Universität Göttingen) voor hun kennis en het aanleveren van informatie.

Het boeiende onderwerp leeft bij veel mensen uit verschillende hoeken van de maatschappij, waaronder jagers, landbouwers, natuurverenigingen, onderzoekers en liefhebbers. Een conclusie is alvast dat samenwerken nodig zal zijn om patrijs alle kansen te geven in het versnipperde Vlaanderen.



Samenvatting

In functie van de conservatie van afnemende soorten is translocatie een conservatietool die afnemende populaties kan stabiliseren en terug laten floreren. In Vlaanderen is het verboden om jachtwild uit te zetten en dienen er afwijkingen aangevraagd te worden wanneer men jachtwild, al dan niet in functie van conservatie, wil transloceren. De patrijs (*Perdix perdix*) neemt al sinds de jaren 60 sterk af in aantallen in heel Europa, dit terwijl er in bijna alle landen nog op gejaagd wordt. Ook in Vlaanderen staat de soort gelabeld als jachtwild. In dit onderzoek wordt er gekeken of translocaties van jachtwild - specifiek de patrijs - als conservatietool kan aangesproken worden om de soort(en) te beschermen van verdere afname in aantallen. Aan de hand van de levenscyclus van de soort, de eigenschappen van het huidig Vlaams landschap en reeds uitgevoerd wetenschappelijk onderzoek op gedrag en genetica wordt bekeken of translocaties, onder vorm van herintroducties of bijplaatsingen, haalbaar zijn en op lange termijn de patrijs verder kunnen helpen. Een translocatie wordt niet uitgevoerd zolang de oorzaak van de dalende trend in de populatie niet aangepakt wordt (of sterk gelimiteerd). Voor patrijs is de sterkst limiterende factor de aanwezigheid van kwalitatief habitat. De eerste stap is dus steeds habitatmanagement, vastgelegd in langdurige beheerovereenkomsten. Onze bevinding is dat aan de hand van databanken en populatiemodellen met stochastische effecten (populatielevensvatbaarheidsanalyse en habitatgeschikheidsanalyse) een bijplaatsing van patrijzen in Vlaanderen een bruikbare tool kan zijn. De huidige populaties zijn genetisch gezond en er dienen geen bijplaatsingen te gebeuren om de genetische diversiteit te verhogen maar wel om de aantallen patrijzen te verhogen. Door de stijgende aantallen, kan de populatie mogelijk als bronpopulatie dienen voor een herintroductie elders. Het gebruik van gekweekte individuen blijkt geen goede optie te zijn, de individuen vertonen geen of ander predatorvermijdend gedrag en zijn zeer vatbaar voor predatie. Fostering kan een optie zijn indien nodig om bijplaatsingen uit te voeren. Daaropvolgende herintroducties worden best met wilde individuen uitgevoerd. De impact van andere belangrijke factoren zoals habitatmanagement, predatorcontrole en al dan niet mogen jagen na translocaties kunnen gemodelleerd worden aan de hand van dezelfde populatiemodellen. Zo kan de conservatie van de patrijs geanalyseerd worden, zonder dure proefprojecten te moeten opstellen. Verder kunnen belangrijke, soms ethische, vragen over predatorcontrole en jacht na translocatie beantwoord worden via een empirische methode. Als laatste concluderen we dat voor de verschillende jachtwildsoorten eigen case studies nodig zijn. Het gedrag van de verschillende soorten is sterk uiteenlopend, alsook de genetische toestand waardoor dit onderzoek niet kan gebruikt worden als leidraad voor andere jachtwildsoorten.



Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

- Uit eerder onderzoek is duidelijk gebleken dat habitatkwaliteit en connectiviteit tussen deelpopulaties twee factoren zijn die cruciaal zijn om een patrijzenpopulatie gezond te houden. Twee belangrijke stappen in de conservatie van lokale populaties zijn de uitgebreide vereisten van de habitat vervullen en corridors met stapstenen voorzien voor dispersie.
- In de huidige regelgeving mag er gejaagd worden vanaf 3 koppels per 100 ha. Om een kernpopulatie te bereiken, wat het doel is van een translocatie, wordt het minimum van 4 koppels per 100 ha nagestreefd. In de UK hanteren ze zelfs 4,5 koppels per 100 ha. Na translocatie zou de jachtwetgeving aangepast moeten worden, zodat jacht slechts toegelaten wordt bij een stabiele populatie met meer dan 4 koppels per 100 ha. Waar er geen translocatieproject bezig is, kan de huidige wetgeving van toepassing blijven. Na elke translocatie dient er gemonitord te worden en de staat van de populatie worden geanalyseerd voordat toestemming tot jacht kan verleend worden.
- Vervolgonderzoek: Optimale locaties zoeken in Vlaanderen om bijplaatsingen te kunnen organiseren. Via enerzijds de aangepaste ontwerpkaarten voor akkervogels (Jansen et al., 2022) met een update van de nieuwe vogelatlas en eventueel resultaten van de toekomstige MBAG, en anderzijds een analyse via een habitatgeschiktheidsanalyse.
- Daarnaast kan een populatielevensvatbaarheidsanalyse opgemaakt worden met verschillende parameters om uiteindelijk effectief een translocatie uit te voeren op de gekozen testlocatie voor bijzet.
- Een mogelijke herintroductie zou via een PLA onderzocht kunnen worden in de huidige gebieden rond Widooie in Haspengouw waar momenteel ook een project loopt op hamster.
- Translocaties moeten casus per casus bekeken worden. Indien translocatie van patrijs als jachtwild een bruikbare tool wordt, is een beslissingsboom handig om afhankelijk van de locatie en aanvraag een gericht advies te geven, gebaseerd op het plan van aanpak van dit rapport. De beslissingsboom staat in Bijlage.



English abstract

With conservation purposes, translocation can be a good tool to use for stabilising and restoring declining populations. In Flanders it is prohibited to translocate hunting game and permission for deviations need to be filed if translocation, for conservation purposes, are intended. Grey partridges (*Perdix perdix*) have been declining in Europe since the 60's, all while they are still legally hunted (although limited at times). In Flanders grey partridges are still labelled as a hunting game species. In this research we looked into the option of using translocations of hunting game species - specifically grey partridge - as a conservation tool to stop population decline. Looking into the life cycle, the current state of habitat in Flanders and behavioural and genetic properties, translocation in the form of reintroduction or reinforcement is being considered. A translocation should never be considered if the main reason for the species decline is not being addressed. In the case of the grey partridges, this means habitat of high quality. The first step should always be habitat management with agreements in place over a long period of time. Our findings state that using population models with stochasticity included (Population viability analysis and habitat suitability analysis), a reinforcement of grey partridges can be a viable tool for enhancing local populations. The current populations are genetically healthy and need no genetic influx to increase genetic diversity, however an increase in the absolute numbers of individuals is needed. When the numbers increase, the population can be used as a source population for a potential reintroduction in the future. Grey partridges from breeding programs cannot be used to create viable populations, seeing as their behaviour deviates from natural anti predatory behaviour. This results in a very high mortality rate in bred grey partridges released in the wild. Fostering can be an option to obtain individuals needed for a reinforcement project. The following reintroductions are best performed with wild individuals. The effects of other factors like habitat management, predator control and reinstatement of hunting can also be predicted in the recommended models. In this way, conservation methods for grey partridges can be evaluated without having to set up expensive trials. Also, questions regarding predator control and hunting after translocation, some with ethical implications, can be answered with empirical data. Finally, we came to the conclusion that hunting game species deviate in behavioural and genetic properties too much to be able to use this study as a guideline for other hunting game species in need of a conservation strategy. Each species will need its own case study to be able to make informed decisions.



Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	4
Samenvatting	6
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	7
English abstract	8
Lijst van figuren	11
Lijst van tabellen	11
1 Inleiding	12
2 Wetgeving en voorwaarden omtrent translocatie van jachtwild	13
2.1 Wetgeving	13
2.2 Voorwaarden	15
3 Fylogenie van patrijs	17
4 Levenscyclus	18
5 Habitatvereisten	19
5.1 Broedbiotoop	19
5.2 Geschikt biotoop voor kuikens	19
5.3 Winterbiotoop	20
6 Demografie van de patrijs	21
6.1 Geschiedkundig	21
6.2 Huidige situatie	22
6.3 Afname patrijsenaantallen	23
7 Jacht op patrijs	26
8 Populatiedynamiek	28
8.1 Streefdichtheden	28
8.2 Dispersie	29
8.3 Populatiedynamiek van patrijs in Vlaanderen	31
9 Translocatie van patrijs	33
9.1 Voorbeelden van translocaties van patrijs in Europa	34
9.2 Voorzorgsmaatregelen translocatie	39
9.3 Herkomst van getransloceerde individuen en methodes translocatie	40
9.4 Nazorg	44
9.5 Monitoring	47
10 Plan van aanpak voor translocatie van patrijs in Vlaanderen	49
10.1 Socio-economische factoren van translocaties	49
10.2 Habitatkwaliteit en leefgebied in Vlaanderen	50
10.3 Bijzet of herintroductie	51



10.4	Herkomst uitgezette patrijzen	51
10.5	Populatielevensvatbaarheidsanalyse (PLA)	52
10.6	Nazorg	54
10.7	Monitoring	54
11	Translocatie van ander jachtwild.....	56
12	Besluit	57
13	Aanbevelingen voor beleid.....	58
	Referenties	59
	Bijlage I: Beslissingsboom.....	66



Lijst van figuren

Figuur 1: Voorlopige resultaten van patrijs in de broedvogelatlas 2020-2022 (nog niet gepubliceerd, maar online te raadplegen, deze kaart werd laatst geraadpleegd op 9 oktober 2024).	22
Figuur 2: Evolutie van gemodelleerd gemiddelde van aantal waargenomen individuen patrijs op een meetpunt tijdens de referentieperiode, met een 90% geloofwaardigheidsinterval (Onkelinx et al., 2024).	23
Figuur 3: Patrijsaantallen tijdens het translocatieproject in Rotherfield (Buner & Aebischer, 2021).	37

Lijst van tabellen

Tabel 1: Overzicht van de dispersieafstanden bij patrijs (Bron: Bro 2016).	30
Tabel 2: Vrijlatingen van patrijzen in Rotherfield van 2004 tot 2014 (gwct.org.uk).	36

1 INLEIDING

Dit onderzoek is een literatuurstudie naar de translocatie van jachtwild. Een translocatie wordt gedefinieerd als doelgerichte verplaatsingen van levende organismen in het kader van natuurbehoud en biodiversiteit. Deze zogenaamde conservatie-translocaties worden hierna steeds benoemd als gewoonweg “translocatie”. Het is een maatregel om problemen omtrent natuurlijke verbreiding door versnippering te counteren.

Er zijn tal van parameters om rekening mee te houden om translocatie te doen slagen. Patrijs wordt in dit verslag als case study bestudeerd. Er wordt bekeken of het eventueel als handleiding gebruikt kan worden voor ander (klein) jachtwild. In het buitenland zijn er reeds ervaringen met het transloceren van patrijs met succesvolle en onsuccesvolle resultaten.

Het introduceren van jachtwild is verboden volgens artikel 33 van het jachtdecreet, maar kan toegelaten worden mits een afwijking. De vraag wordt gesteld hoe zo’n afwijking dan geëvalueerd kan worden en welke voorwaarden gesteld moeten worden bij een aanvraag tot translocatie van een jachtwildsoort. De Vlaamse overheid werkte een leidraad uit die aangeeft dat afwijkingen voor translocatie gerechtvaardigd kunnen worden voor de instandhouding van soorten in hun natuurlijk verspreidingsgebied (Mergeay & Verbist, 2021). Deze leidraad beschrijft kweekprogramma’s en translocaties van beschermde soorten, na habitatherstel, door zowel bijplaatsingen als geassisteerde herkoloniseraties. Voor deze twee vormen van translocatie dienen enerzijds de wettelijke bepalingen nagegaan te worden en anderzijds het socio-economische afwegingskader en de ecologische randvoorwaarden zoals voorwaarden aan de habitatkwaliteit of voorwaarden voor landschapsbeheer en wildbeheer na de bijplaatsing of herkolonisatie.

Als steppesoort heeft patrijs (*Perdix perdix*) zich aangepast aan het kleinschalig agrarisch landschap in Europa. De patrijs lijdt, zoals alle akkervogels, aan habitatverlies door een intensief gebruik van ons landschap. De aantallen in huidige populaties gaan achteruit en (meta)populaties verdwijnen waardoor patrijs als Kwetsbaar op de Rode Lijst staat in Vlaanderen. Het is een standvogel die zowel in de broedperiode als in de wintermaanden gevaren kent. Intensieve landbouw, automatisering, het gebruik van pesticiden en herbiciden en het verdwijnen van kleine landschapselementen dragen bij tot habitatverlies en voedseltekort. Versnippering van het landschap en grote barrières isoleren lokale populaties van de metapopulatie, waardoor genetische uitwisseling stilvalt. Kleine en smalle stroken met geschikt habitat zorgen voor ecologische vallen waarbij er een verhoogd risico bestaat op predatie. Al deze factoren zorgen samen voor een hard landschap voor de patrijs en brengen zijn voortbestaan in gevaar.

Als klein jachtwild is de bejaging van patrijs als kwetsbare soort een unieke situatie in Vlaanderen. De Vlaamse Overheid wil de soort alle kansen geven om te herstellen. Ze doet dat aan de hand van aangepaste jachtwetgeving (Jachtvoorwaardenbesluit 2014), handhaving, monitoring en genetisch onderzoek. Daarnaast sluiten jachtrechthouders en natuurverenigingen samenwerkingsovereenkomsten af met landbouwers om geschikt habitat te ontwikkelen. Een volgend stukje van de puzzel is onderzoeken of de translocatie van patrijs mogelijk en nuttig is om populaties te versterken door bijplaatsingen of nieuwe (meta)populaties te (her)introduceren.



2 WETGEVING EN VOORWAARDEN OMTRENT TRANSLOCATIE VAN JACHTWILD

2.1 WETGEVING

Het introduceren van bejaagbaar jachtwild is verboden volgens het **Jachtdecreet**, maar kan toegelaten worden mits een afwijking, geregeld via art. 33 van het jachtdecreet. Aspecten die niet in de jachtwetgeving geregeld worden, zijn vastgelegd in het **Het Soortenbesluit** (Besluit van de Vlaamse Regering met betrekking tot soortenbescherming en soortenbeheer, 15 mei 2009; SB). Het SB biedt een wettelijk kader voor translocaties in Vlaanderen. Translocaties van jachtwildsoorten die beschermd zijn door het SB vallen dan ook onder de verbodsbepalingen van het SB. Belangrijk is Artikel 21 dat stelt dat specifieke afwijkingen van het verbod tot introductie alleen verleend kunnen worden in kader van een soortenbeschermingsprogramma (SBP) of in het kader van een specifieke afwijking met het oog op translocatie. In geval van een translocatie moet volgende aspecten mee in overweging genomen worden:

- 1° de geschiktheid van de biotoop;
- 2° het tijdstip van vangst en vrijlating;
- 3° het risico op de verspreiding van ziekten bij in het wild levende dieren vermeld in het Wildedierenziektendecreet van 28 maart 2014;
- 4° de genetische impact;
- 5° het lokale maatschappelijke draagvlak;
- 6° de overlevingskans van de betrokken specimens voor en na de translocatie;
- 7° de mogelijke impact van de verplaatste populatie op de omgeving;
- 8° de duurzaamheid van de ingreep.

In het geval van een translocatie gelden de volgende voorwaarden:

- 1° er wordt een advies ingewonnen bij het INBO;
- 2° specimens die gevangen en verplaatst worden, ondergaan een gezondheidscheck en worden zo veel mogelijk voorzien van een markering;
- 3° er is een voorafgaande schriftelijke toestemming van de eigenaar en, in voorkomend geval, de gebruiker of gebruikers, van het terrein waar de dieren worden vrijgelaten;
- 4° een translocatie is in voorkomend geval verenigbaar met een goedgekeurd natuurbeheerplan van type drie of type vier als vermeld in artikel 16ter van het decreet van 21 oktober 1997;
- 5° een translocatie is in voorkomend geval verenigbaar met een goedgekeurd soortbeschermingsprogramma voor de betrokken soort. (BVR 25 januari 2019, art. 8)

Om afwijkingen aan te vragen is er een **translocatieformulier** beschikbaar. Dat formulier vormt de basis voor de evaluatie van een aan te vragen translocatie.

In Vlaanderen is ook het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 van toepassing. De basisdoelstellingen van het decreet zijn de bescherming, de ontwikkeling, het herstel en het beheer van de natuur, inclusief speciale beschermingszones. Het legt enkele basisprincipes op die iedereen moet volgen met betrekking tot het natuurbehoud, waaronder het *standstill*-principe en de zorgplicht.



Wetgeving voor patrijs als case study

Patrijs is zowel Europees als Vlaams beschermd. Op de Europese IUCN Red List is patrijs momenteel niet in gevaar. In de Vogelrichtlijn van 30 november 2009 van het Europees Parlement en de Raad inzake het behoud van de vogelstand is patrijs opgenomen in Bijlage II. Op de in Bijlage II vermelde soorten mag, vanwege hun populatieniveau, hun geografische verspreiding en de omvang van hun voortplanting in de hele Gemeenschap, worden gejaagd volgens de bepalingen van de nationale jachtwetgeving. Patrijs is ook opgenomen in Bijlage III, deel A waarbij het vervoer en het in bezit hebben voor verkoop alsmede het ten verkoop aanbieden van levende en dode vogels niet verboden is.

Op de Vlaamse Rode Lijst staat patrijs als kwetsbaar. Belangrijk voor de bescherming van patrijs is Artikel 51 van het Natuurdecreet. Hierin worden beschermings- en voorzorgsmaatregelen genomen voor trekvogels en soorten opgenomen in Bijlage I van de Vogelrichtlijn, maar ook voor de "overige" soorten - waaronder patrijs - neemt de Vlaamse Overheid alle maatregelen die ze nuttig acht om de populaties in stand te houden, te herstellen of te ontwikkelen.

Ook het Soortenbesluit is van toepassing voor patrijs in Vlaanderen: Het luik soortenbescherming omvat een reeks verbodsbepalingen en de mogelijkheid om SBP's op te maken voor beschermde soorten. Er bestaat geen specifiek SBP voor patrijs, maar wel een **SBP voor Akkervogels**, waarbij patrijs als een paraplu-soort wordt gecategoriseerd, samen met veldleeuwerik en geelgors. In kader van het SBP kan een afwijking aangevraagd worden van het verbod tot introductie.

Patrijs is gecategoriseerd als "klein wild" (Artikel 3) in het Jachtdecreet van 24 juli 1991. Artikel 29 stelt dat het ten allen tijde en overal verboden is om wild uit te zetten. De Vlaamse regering kan hierop, met het oog op het behoud van wildsoorten, uitzonderingen toestaan na advies te hebben ingewonnen van de MiNa-Raad. In voorkomend geval stelt ze regels op (Decr. 30 april 2004, art. 37; l: 1 september 2009 (art. 3 BVR 15 mei 2009, BS 28 mei 2009)). De jacht op patrijs is volgens Artikel 4 van het Jachtopeningsbesluit (28 juni 2013) open van 15 september tot en met 14 november. De jacht op patrijs mag volgens het Jachtvoorwaardenbesluit (25 april 2014) alleen worden uitgeoefend binnen een erkende wildbeheereenheid als aan elk van de volgende voorwaarden is voldaan (Art 22.):

1° de opeenvolgende wildrapporten 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.

Het vangen en in het bezit hebben van beschermde soorten vereist een ontheffing op het verbod hierop, aan te vragen bij het Agentschap Natuur en Bos (ANB).

Het is interessant om even naar Wallonië te kijken waar sinds 2020 het uitzetten van patrijzen aan strikte voorwaarden verbonden is. Uitzettingen zijn enkel nog mogelijk in het kader van bijplaatsingen voor soortherstel, waarna er gedurende drie jaren een jachtverbod bestaat. Bovendien moeten alle uitgezette dieren voorzien zijn van een wetenschappelijke ring. Dit verkleint drastisch de kans dat in de toekomst een in Wallonië (legaal) uitgezette patrijs foutief gedetecteerd zou worden als een in Vlaanderen uitgezet exemplaar.

2.2 VOORWAARDEN

Er wordt onderzocht of jacht op jachtwild na translocaties opnieuw mogelijk is, rekening houdend met het duurzaam voortbestaan van de getransloceerde soort. Translocaties zijn geen wondermiddel, maar wanneer ze doordacht en doelgericht gebruikt worden, kunnen ze nieuwe kansen creëren voor soorten die het in het huidige Vlaams landschap moeilijk hebben. Jachtwildsoorten kennen door het afschot van individuen een extra druk, naast de afnemende kwaliteit van het habitat en fragmentatie. Jacht is op die manier een verhoogde predatiedruk. Daardoor krijgen soorten, zoals patrijs, het moeilijk zich te handhaven. Wildbeheereenheden kunnen wel habitat inrichten voor de bejaagbare soort. Het is een interessant vraagstuk om translocaties te overwegen om dergelijke soorten of populaties te ondersteunen. Bij het overwegen van een translocatie van jachtwildsoorten dienen de socio-economische en ecologische vereisten en risico's beschouwd te worden. Wanneer na deze beschouwing een goed plan aanwezig is met meer baten dan kosten, kan translocatie overwogen worden. Pas daarna kan bekeken worden of jacht op die populatie met getransloceerde individuen nog haalbaar is, zonder de inspanning van de translocatie teniet te doen.

Iedere translocatie moet starten bij de aanwezige kennis van de ecologische vereisten van de jachtwildsoort om het succes te maximaliseren. De succesfactoren zijn uitgebreid besproken in Mergeay & Verbist (2021):

- Zorg voor leefgebied van de vereiste kwaliteit, en van de vereiste oppervlakte.
- Zorg voor optimale condities voor de vestiging en overleving van de geïntroduceerde individuen.
- Voorzie financiële middelen en andere garanties om het beheer van het gebied in de gewenste toestand te houden.
- Vermijd translocaties in gebieden waar je geen controle hebt over het beheer op lange termijn.
- Kies geschikte bronpopulaties (gelijkaardige omgevingsvereisten, hoge genetische diversiteit, ...).
- Ga na of een ex situ kweek belangrijke voordelen biedt en haalbaar is.
- Gebruik het ideale levensstadium, moment, aantallen etc. voor de translocatie, gebaseerd op de ecologische kenmerken en kennis van de soort in kwestie.
- Zorg voor een gedegen opvolging en zo nodig bijsturing van de translocatie.

De fundering van een goede translocatie is de combinatie van een goede kennis van de huidige en te ontwikkelen habitat, een financieel plan en langdurige beheerovereenkomsten met de eigenaars van de gebieden waar de translocatie plaatsvindt. Dergelijke beheerovereenkomsten kunnen onafhankelijke overeenkomsten zijn, maar kan ook als onderdeel van een natuurbeheerplan worden opgesteld. Een natuurbeheerplan is reeds onderhevig aan de opgestelde wetgeving daaromtrent en is langdurig bij definitie (minstens 24 jaar). Natuurorganisaties dienen aan dezelfde voorwaarden te voldoen als een WBE als translocatie overwogen wordt. Voor een zo goed mogelijk resultaat wordt er onderzoek gedaan naar de te gebruiken individuen voor de translocatie en in welke levensfase de individuen best worden vrijgelaten.

Er gaan ecologische risico's gepaard met een translocatie, die risico's dienen tot een minimum beperkt te worden (Mergeay & Verbist, 2021):

- Zorg voor een minimale impact op de bronpopulatie(s).
- Vermijd dat de bronpopulatie in gevaar komt als gevolg van een translocatie. Vermijd stress en sterfte tijdens vangst, transport en vrijlating (zie 9.3).



- Evalueer in welke mate een succesvolle translocatie een negatieve impact kan hebben op andere biodiversiteitsdoelen, zowel binnen het doelgebied als daarbuiten, en beschouw of een translocatie dan nog wel wenselijk is. Een negatieve impact kan rechtstreeks zijn via ecologische interacties, en onrechtstreeks via hybridisatie met andere soorten, of via kruising met individuen van dezelfde soort, met andere eigenschappen.
- Vermijd het vermengen van populaties uit te sterk verschillende omgevingen, hetgeen zou kunnen leiden tot uitkruisingsdepressie (Eng. *outbreeding depression*).
- Vermijd accidentele co-introductie van andere soorten, zeker als er een risico is op een negatieve impact op socio-economisch of ecologisch vlak.
- Pas maatregelen ter voorkoming van invasieve of gevaarlijke pathogenen strikt toe, om verspreiding van gevaarlijke ziekten te voorkomen.

Socio-economische risico's kunnen een translocatie tegenhouden en dienen op voorhand goed ingeschat te worden. De afweging van de risico's ten opzichte van de baten met een duidelijk plan voor mitigatie en compensatie is nodig om van start te kunnen gaan (Mergeay & Verbist, 2021):

- Beschouw de ruimtelijke schaal waarop de translocatie een effect kan hebben, en betrek de belanghebbenden die zowel op korte als op lange termijn een effect kunnen ondervinden van de translocatie bij het gehele proces. Dit moet helpen om een totaalbeeld te krijgen van de socio-economische en maatschappelijke impact van de translocatie, en mee in de weegschaal gelegd worden bij de beslissing om al dan niet verder te gaan met het translocatieplan.
- Zorg voor duidelijke communicatie met omwonenden, belanghebbenden, en andere gebruikers van de open ruimte die beïnvloed kunnen worden door de translocatie. Betrek ze zo veel mogelijk bij de translocatie, en ga na hoe ze zich verhouden tot het translocatieplan. Welke risico's zien zij?
- Evalueer welke andere baten de translocatie kan bieden dan deze voor natuur. Dit kan gaan om natuurbeleving, levering van ecosysteemdiensten, etc. Bereken zo mogelijk de waarde ervan.
- Evalueer de risico's op socio-economische schade (volksgezondheid, werkgelegenheid, directe ongewenste interacties met mensen en vee, ...) en werk een strategie uit met flankerende maatregelen om deze risico's te beperken, te mildereren of te compenseren, en voorzie daar expliciet financiële middelen voor.
- Zorg voor een exitstrategie, in geval de translocatie omwille van onvoorziene omstandigheden leidt tot ongewenste effecten en ongedaan moet worden gemaakt.
- Zorg voor duidelijkheid omtrent juridische en financiële aansprakelijkheid in geval van schade aan derden.



3 FYLOGENIE VAN PATRIJS

Met patrijs als case study van mogelijke translocatie van jachtwild dient patrijs dus uitvoerig beschreven te worden en kennis verzameld te worden om geen fouten te maken. De fylogenie is een goed startpunt. De fylogenetische stamboom van patrijs ziet er uit als volgt:

Orde: *Galliformes*

Familie: *Phasianidae*

Geslacht: *Perdix*

Soort: *Perdix*

Er zijn drie soorten die het geslacht *Perdix* vertegenwoordigen: *P. dauuricae*, *P. hodgsoniae* en *P. perdix*. *Perdix dauuricae* of in de volksmond, de baardpatrijs, en *Perdix hodgsoniae*, of de Tibetaanse patrijs, leven beide in Azië. *Perdix perdix* of de (grijze) patrijs is de enige soort van het genus *Perdix* die in Europa voorkomt. De patrijs heeft acht ondersoorten waarvan de meest voorkomende ondersoort de *P. p. perdix* is, die voorkomt op de Britse eilanden en op het Europese vasteland van Italië, tot in de Balkan en Scandinavië (Zheng, 1978; Wen, 2015). Dit is de ondersoort die we in Vlaanderen terugvinden. In Frankrijk komen er nog twee andere ondersoorten voor, *P. p. hispaniensis* en *P. p. armoricana* (Birkan & Jacob, 1988; Liukkonen-Anttila et al. 2002). In Nederland en Duitsland wordt ook de ondersoort *P. sphagnetorum* waargenomen. Onderzoek van Bot & Jansen (2013) roept echter vragen op bij deze onderverdeling. Volgens hen is dit geen andere ondersoort dan de *P. p. perdix* en vragen de onderverdeling niet meer te maken. Dan kan er slechts over zeven ondersoorten gesproken worden. In dit verslag wordt geen onderscheid gemaakt en wordt *Perdix perdix* als onderwerp genomen van de studie (behalve wanneer anders vermeld). De rode patrijs (*Alectoris rufa*) en Europese steenpatrijs (*Alectoris graeca*), die ook in Europa voorkomen, zijn geen rechtstreeks verwante soorten van patrijs (*Perdix perdix*).

4 LEVENSCYCLUS

Uit de literatuur (Partridge leidraad; Potts 1986; Birkan, M. & Jacob M., 1988; Dwenger R., 1991; Szederjei et al., 1959) kan de levenscyclus van de patrijs beschreven worden. Patrijzen worden bijna hun gehele leven in dezelfde omgeving van enkele vierkante kilometers teruggevonden. Het is een vogelsoort die amper vliegt. Zich voortbewegen, foerageren, rusten en nestelen doet de patrijs op de grond. Om die reden is de soort heel gevoelig voor moderne landbouw. De ouders en kuikens zijn vaak slachtoffers van het intensief maaibeheer dat door moderne landbouw wordt gehanteerd.

In de winter troepen patrijzen samen in kleine groepjes, zijnde kluchten. Kluchten die in de winter waargenomen werden, vallen begin februari uit elkaar en de hanen gaan op zoek naar hennen uit andere kluchten. Ze zijn voornamelijk bij zonsopgang en zonsondergang actief aan het roepen om hennen te lokken. Dan kunnen de hanen op de stoppelvelden of braakliggende akkers waargenomen worden terwijl ze hun lokroep laten horen. Koppelvorming is voor de rest van het broedseizoen en dominantie naar andere mannetjes wordt frequent waargenomen. De gemiddelde levensduur van een patrijs is slechts 1,5 jaar, wat een heel korte generatietijd inhoudt. Een individu komt meestal maar eenmaal tot voortplanten. Een nest bestaat gemiddeld uit 15 eieren, wat het grootste legsel is van alle vogels ooit waargenomen. De kuikens komen uit midden juni. Indien een eerste legsel mislukt, wordt een tweede, kleiner legsel gelegd, dat uitkomt tot begin augustus.

Patrijzen zijn monogame vogels die samen de kuikens grootbrengen. Door het grote aantal kuikens is de aanwezigheid van beide ouders nodig. De kuikens zijn enkele uren na uitkomst al actief en beweeglijk. Ze gaan samen met de oudervogels op zoek naar geschikt habitat om te foerageren, wat vaak hoge maar open, ijle vegetaties inhoudt. De eerste twee weken overleven de kuikens exclusief op insecten, waarna hun dieet verschuift naar zaden, granen en jong bladgroen. Een voldoende groot aanbod van insecten is cruciaal om de kuikens te laten overleven. Na 10 à 15 dagen zijn de kuikens vliegvlug en kunnen zich makkelijker voortbewegen dan voorheen.

De juvenielen doen in het najaar nog niet aan dispersie, de familie vormt een klucht die samen blijft voor de hele winter, soms met de toevoeging van andere volwassen individuen. Door de lange aanwezigheid van de ouders worden veel gedragingen overgedragen van de ouders naar de juvenielen. Er wordt vermoed dat het antipredatorgedrag het meest cruciale gedrag is dat de ouders hun nakomelingen aanleren.



5 HABITATVEREISTEN

In het kader van mogelijke translocaties is het belangrijk een goed inzicht te hebben in de noden van de patrijs en in welk habitatype het dit terugvindt. Patrijzen gebruiken tijdens het broedseizoen en tijdens de winterperiode andere habitatypes. Verder hebben de kuikens nog andere noden in het landschap in vergelijking met volwassenen. Aan alle vereisten moet voldaan worden om een geschikt habitat te verkrijgen en een meerwaarde te betekenen voor de vogel. Om een goed inzicht te verkrijgen, worden de habitatvereisten per levensfase bekeken en besproken.

5.1 BROEDBIOTOOP

Patrijzen zijn grondbroeders, waardoor ze graag in ongemaaide, meerjarige vegetatie vertoeven met veel polvormende grassen en dood gras van het vorige jaar. Dit type vegetatie is vaak terug te vinden in wegbermen, op taluds aan sloten en kanalen of aan hoge grasrijke akkerranden. Verder kan een nest ook op landbouwpercelen tussen gewassen (voornamelijk graansoorten) worden teruggevonden of in heggen/hagen. Over heel Europa worden andere voorkeuren van broedbiotoop waargenomen, wat te wijten is aan het type habitat dat voorhanden is. Een strak beheerd landschap is niet opportuun voor de soort om een geschikte broedplaats te vinden (Rands M, 1986; Kuijper D., 2007; Bro, Reitz & Clobert, 2000).

Het beheer van de betreffende vegetaties gedurende het broedseizoen is belangrijk. Maaien tijdens het uitbroeden of na het uitkomen van de kuikens zorgt voor het mislukken van vele nesten en het sterven van vele kuikens en/of volwassenen. Een geschikt habitat vinden is maar een factor, dat het habitat behouden wordt gedurende het broedseizoen is een tweede factor die belangrijk is.

Zo werden tijdens het Interreg-project "PARTRIDGE" maatregelen genomen die in dit kader passen, zijnde een beter, cyclisch beheer van hagen, de aanleg van keverbanken, het inzaaien van bloemblokken en een uitgesteld maaibeheer (na 15/08) zodat kuikens het nest hebben kunnen verlaten. De geschiktheid van de taluds, akkerranden en hagen als broedhabitat zijn sterk afhankelijk van het toegepaste beheer. Zo hebben hagen een cyclisch beheer nodig verspreid over drie jaar, zodat er voldoende beschutting aanwezig is. De taluds en akkerranden moeten over voldoende dode vegetatie van afgelopen jaar beschikken en mogen gedurende het broedseizoen niet gemaaid worden (Bro, Reitz & Clobert, 2000).

Om een geschikt broedbiotoop in het intens landbouwlandschap te creëren, worden keverbanken en bloemblokken aangelegd. Bloemblokken bestaan uit zones die ingezaaid worden met inheemse kruiden die best niet gemaaid worden tussen april en midden augustus. Keverbanken zijn opgehoogde, lijnvormige ingezaaide grasstroken, die eveneens broedhabitat als geschikt habitat voor kuikens vormen, indien ze centraal op het perceel worden aangelegd. Aan de randen is de kans op predatie te hoog om een positief effect te hebben (Aebischer, Blake & Boatman, 1994; Gottschalk & Beeke, 2014).

5.2 GESCHIKT BIOTOOP VOOR KUIKENS

In de eerste weken van hun leven zijn kuikens volledig afhankelijk van insecten. Daarom bevat een geschikt habitat de juiste vegetatie om voldoende insecten aan te trekken. Bloemblokken en keverbanken zijn succesvolle inrichtingen om de overleving van kuikens te bevorderen in het



boerenlandschap. Verder is het gebruik van insecticiden in de omgeving sterk negatief op de kwaliteit van de habitat. De afstand tussen het nest en een insectenrijke habitat is een limiterende factor. Patrijs is een sedentaire vogel en de kuikens verplaatsen zich niet ver van het nest op zoek naar geschikt habitat (Partridge Leidraad; Buner et al., 2005).

Momenteel is de aanbeveling minimaal 7% van het totale oppervlakte van een akkerbouwgebied in te richten voor de patrijs, maar meer is beter. Het PARTRIDGE-project heeft uitgebreide richtlijnen uitgewerkt om een zo optimaal mogelijk habitat in te richten, afhankelijk van de startsituatie. Ze kaarten wel aan dat, om succesvol te zijn op lange termijn, zo veel mogelijk stakeholders bij de inrichting betrokken moeten worden (Gottschalk & Beeke, 2014).

5.3 WINTERBIOTOOP

Een winterbiotoop dient tweeledig te zijn. Zo dient het voldoende beschutting te voorzien voor de weersomstandigheden en de predatiedruk, maar dient er ook voldoende voedsel aanwezig te zijn om de winter door te komen. Bloemenblokken voorzien in beide noden en zijn dus ook geschikt als winterbiotoop. Tijdens de wintermaanden zijn patrijzen vaak in het midden van landbouwpercelen terug te vinden tussen de wintergranen, koolzaad of overgebleven stoppels en eten de patrijzen voornamelijk de nog groene delen van planten. Als ondersteuning wordt op veel plaatsen met zaad bijgevoerd, zodat de patrijs minder energie kwijt is door foerageren en minder wordt blootgesteld aan predatiemogelijkheden. Voor patrijzen heeft er echter geen wetenschappelijk onderzoek plaatsgevonden dat kan aantonen dat bijvoederen gedurende de winterperiode een positief effect heeft. De wintergraan-, koolzaad- of stoppelvelden bieden bescherming tegen predatoren. Sneeuw annuleert de natuurlijke camouflage van de patrijs, waardoor ze op sneeuwdagen meer dan 5 keer meer kans lopen om opgemerkt te worden door predatoren (Partridge Leidraad; Orłowski et al., 2011).

6 DEMOGRAFIE VAN DE PATRIJS

6.1 GESCHIEDKUNDIG

De populatiegroottes van patrijs kennen geschiedkundig drie kenmerkende periodes, de periode voor 1950, de periode tussen 1950 en 1970 en de periode na 1970. De periode voor 1950 is een periode van gezonde en grote populaties van patrijs in de velden. Er was voldoende voedsel te vinden voor ouders en kuikens tijdens het broedseizoen, de landbouwtechnieken zorgden voor minimale verstoring van de vogels (geen chemische bestrijding en manuele beheertechnieken) en er was een zekere predatorcontrole aanwezig. Voor 1950 was patrijs een veel voorkomende vogel, waardoor de soort mee als jachtwild geklasseerd stond. Dit is terug te vinden in de afschotdata (Eng. *hunting bag*), het aantal patrijzen dat geschoten werd per km². Tijdens deze periode kon het aantal oplopen van tientallen tot honderd geschoten individuen per km² per seizoen.

Tussen 1950 en 1970 is een duidelijke afname in aantal geschoten individuen per km² geregistreerd. De waargenomen daling in aantal patrijzen werd veroorzaakt door twee factoren: het in gebruik nemen van pesticiden/herbiciden op grote schaal en de afname in habitatkwaliteit. Het effect van het gebruik van pesticiden en herbiciden was tweezijdig. Ten eerste zorgt het voor een afname in aantal insecten en planten die als voedsel genuttigd worden (door kuikens en volwassen dieren). Ten tweede, het rechtstreeks vergiftigen van patrijzen op de gespoten velden. Dit rechtstreekse effect blijkt minder impact te hebben dan het indirecte effect van het vergiftigen van het voedsel van de patrijs. De intensivering en modernisatie van de landbouw was een bijkomende factor die de kans op overleven en voortplanten van patrijzen sterk beïnvloedde. Hierbij gingen veel heggen in het landschap verloren, wat een afname in nestgelegenheid betekent voor patrijs. In België (en de rest van Europa) werden velden massaal samengevoegd, waardoor houtkanten, heggen en braakliggende percelen uit het landschap verdwenen.

Na 1970 nam het aantal geschoten patrijzen per jachtseizoen nog verder af. De verdere afname in aantallen patrijzen kan verklaard worden door een daling in predatorcontrole dat voornamelijk werd toegepast door jachttopzichters die in die periode minder talrijk waren (Potts, 2012). Dit werd op sommige plaatsen versterkt door de aanhoudende jacht op patrijs, wat soms het dubbele aan mortaliteit als gevolg had in de lokale populatie, in vergelijking met de toename aan predatiedruk. Verder werd een toename waargenomen in het aantal wild dat vrijgelaten werd voor de jacht. De patrijs werd hier negatief beïnvloed door concurrentie voor voedsel, maar was ook vatbaar voor ziektes en parasieten die het vrijgelaten wild met zich mee kon brengen.

Iedere periode werd gekenmerkt door een crash in populatiedichtheden met een gestage verdere afname gedurende het verloop van de periode. De bovenstaande populatieschommelingen beschreven in Kuijper et al. (2009) waren specifiek voor de patrijzenpopulaties in de UK. Op het Europese vasteland werden dezelfde fluctuaties waargenomen, maar met een vertraging van 10 jaar. In België kan over de periode voor 1960, de periode tussen 1960 en 1980 en de periode na 1980 gesproken worden. Dit door een vertraging in de implementatie van landbouwtechnieken die de patrijs (en andere akkervogels) sterk beïnvloedden.

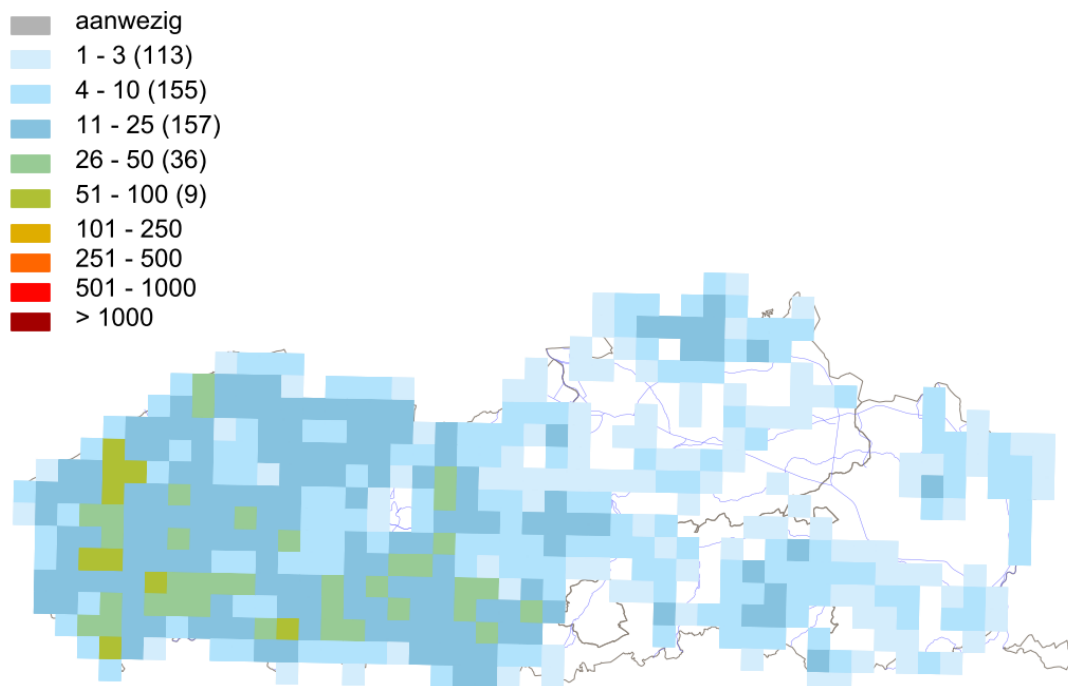


Deze periodes zijn niet enkel duidelijk aanwezig in de populatieschommelingen van patrijs, maar in de populatiedynamiek van alle andere akkervogels. Om die reden werd een soortenbeschermingsprogramma akkervogels opgesteld met enkele paraplu-soorten (o.a. patrijs) met maatregelen waar alle akkervogels baat bij hebben.

6.2 HUIDIGE SITUATIE

De patrijs (*Perdix perdix*) komt voor over heel Europa met een geschat aantal tussen 1.380.000 en 2.670.000 paren, met een sterke variatie in de verspreiding. Zo telt Frankrijk 47% van het totale aantal patrijzen (640.868 - 1.222.710 paren) van Europa. Er wordt geschat dat jaarlijks 1.5 miljoen individuen worden vrijgelaten in het kader van de jacht in Frankrijk, in het Verenigd Koninkrijk gaat het over 200.000 individuen. Door deze vrijlatingen, zijn de abundantiecijfers van deze gebieden sterk vertekend (broedvogelatlas Europa).

In België werd het totaal aantal patrijzen op 5.400 - 13.600 geschat, wat minder dan 1% van de totale Europese populatie inhoudt. De weergegeven cijfers zijn afkomstig van de 'European Union Red List Assessment' van 2015. De weergegeven cijfers zijn minstens 10 jaar oud en de gebruikte data om de lijst op te stellen nog ouder. Vermeersch et al. (2020) schat een Vlaamse populatie van maximaal 5000 paren. De data afkomstig van de Wildbeheereenheden liggen niet in lijn met deze data. Daarom werd door Vermeersch et al. (2020) aangeraden een soortspecifieke inventarisatie uit te voeren, met avondschemering en geluidsnabootsing. Aan de hand van een telprotocol dat in 2021 werd uitgerold, werd een inventarisatie gestart die jaarlijks herhaald wordt. De nieuwe broedvogelatlas (gepland voor begin 2026) zal voor Vlaanderen meer duidelijkheid scheppen over de actuele cijfers. Figuur 1 toont voorlopige schattingen van broedende patrijzen in Vlaanderen uit de nieuwe broedvogelatlas (2020-2022). In Vlaanderen is de hoogste abundantie aanwezig in West Vlaanderen en tegen de gewestgrens aan in de Vlaamse Ardennen. In Antwerpen, Limburg en Vlaams-Brabant zijn de populaties sterk versnipperd.



Figuur 1: Voorlopige resultaten van patrijs in de broedvogelatlas 2020-2022 (nog niet gepubliceerd, maar online te raadplegen, deze kaart werd laatst geraadpleegd op 9 oktober 2024).

6.3 AFNAME PATRIJZENAANTALLEN

De opname van patrijs in de rode lijst (IUCN) werd gestaafd door de sterke achteruitgang van de soort, niet de absolute cijfers van de bestaande populaties. Patrijs is niet gelabeld als ‘bedreigd’ in Europa, maar werd door sommige landen op lokale lijsten opgenomen door de sterk variërende situatie per land. In Vlaanderen wordt patrijs als “kwetsbaar” gelabeld, een reden daarvoor is de sterke achteruitgang (Figuur 2).



Figuur 2: Evolutie van gemodelleerd gemiddelde van aantal waargenomen individuen patrijs op een meetpunt tijdens de referentieperiode, met een 90% geloofwaardigheidsinterval (Onkelinx et al., 2024).

Er zijn enkele kritieke punten binnen de levenscyclus en het gedrag van de patrijs die, in de modernisering en intensivering van de moderne landbouw, voor verlies van aantallen patrijzen zorgen. Alle kritieke punten kunnen herleid worden naar een verlies van optimaal habitat. De insectenaantallen en de overleving van kuikens gaat stijgen wanneer het kuikenhabitat geoptimaliseerd wordt. Hennen en nesten gaan een hogere overlevingskans hebben wanneer er meer beschutting wordt voorzien. Een optimalisatie van de habitat is cruciaal.

Verdwijnen broedbiotoop

Het eerste kritieke punt is het verdwijnen van geschikt nesthabitat. Door het samenvoegen van velden en percelen, zijn vele heggen, wilde akkerranden en onbeheerde, wilde plekken verdwenen, die geschikt broed- en kuikenbiotoop vormen voor de patrijs. Lage heggen (zonder hoogstammige bomen) en onbeheerde, wilde vegetatie geven een hen bescherming tijdens het uitbroeden van haar nest. Door het verdwijnen van de beschutting, legt de hen haar nest in suboptimaal habitat en verhoogt het predatierisico van de hen en de eieren. De afname van geschikt broedbiotoop ging gepaard met de afname in jachtopzichters, die vaak een vorm van predatorcontrole toepasten in het gebied (Potts, 2012). Hierdoor nam de kans op predatie nog meer toe gedurende de jaren '70 en is de verdere neerwaartse trend in aantallen patrijzen te verklaren. Er is een sterk verband tussen habitatwijzigingen en de toename in predatorrisico waargenomen door Evans (2004).

Overlevingskans kuikens

Het tweede en volgens Kuijper et al. (2009) meest kritieke punt is de overlevingskans van de kuikens. Voor de eerste terugval in aantallen was de overlevingskans van kuikens tot een leeftijd van 6 weken 51%. In de jaren '50 (UK) en '60 (vasteland van Europa) werd het gebruik van



pesticiden grootschalig geïntroduceerd, wat een sterk negatieve impact had op de insectenaantallen. De eerste weken zijn patrijzenkuikens volledig afhankelijk van insecten als voedsel. Door het gebruik van pesticiden hebben kuikens het moeilijker om voldoende insecten van goede kwaliteit te vinden, waardoor hun overlevingskans terugviel tot onder 20%. In de UK was de overlevingskans van kuikens tussen 1955 en 1993 een constante rond 33%. Het is duidelijk dat er een grote opportuniteit ligt bij het verbeteren van geschikt habitat voor kuikens om de overlevingskansen opnieuw te verhogen richting 50%.

Winterslachtoffers

Een derde kritiek punt dat benoemd moet worden, is de afname in aantal individuen die de winter overleven. Patrijzen voeden zich tijdens de winter met het overblijvend loof van gewassen, aangevuld door zaden (Orlowski et al., 2011). Overwinterende stoppelvelden hebben een grote waarde voor patrijzen, maar die zijn steeds minder aanwezig in het landschap. Patrijzen hebben bescherming tegen de weersomstandigheden nodig, alsook dekking tegen predatoren. Door het verdwijnen van heggen en onbeheerde vegetaties is de patrijs kwetsbaarder en wordt in de winter vaker gevonden door predatoren.

Predatiedruk

Patrijzen brengen bijna al hun tijd op de grond door, waardoor ze vatbaar zijn voor (generalistische) predatoren. Predatie is de belangrijkste doodsoorzaak van patrijzen, met het grootste risico gedurende de broedperiode (voor de hen en eieren). Tijdens het broedseizoen zijn de vos (*Vulpes vulpes*), marterachtigen (*Mustelidae*) en de huiskat (*Felis catus*) de voornaamste predatoren die hennen van het nest plukken tijdens het uitbroeden van de eieren (Potts, 2012; Laux et al, 2023). Mogelijk worden per broedseizoen de helft van de broedende hennen van de nesten geplukt door deze predatoren (Panek M., 2002). Eieren worden weggeroofd door de das (*Meles meles*) en de rat (*Rattus norvegicus*). Mogelijk worden de eieren bedreigd door de opkomende populaties van roeken (*Corvus frugilegus*) (Buckley et al., 2021) en de wasbeer (*Procyon lotor*) (Salgado, I., 2018). Wasberen eten in hun natuurlijk verspreidingsgebied eieren van grondbroedende vogels (Salgado, I., 2018). Er is een positieve correlatie gevonden tussen de dichtheden van wasberen en de predatiedruk van nesten van grondbroeders (Davis et al. 2001; Erwin et al., 2001). Tijdens de winter zijn roofvogels zoals sperwer en havik en de kraaiachtigen de grootste vijanden van de patrijs. In het verleden was de egel een belangrijke predator van de eieren van de patrijs, maar zijn aandeel is sterk afgenomen met de dalende aantallen in het Vlaamse (en Europees) landschap (Potts, 2012).

Patrijzen hebben verschillende reactiestrategieën, afhankelijk van de predatorsoort, de bedreiging en het tijdstip van de dag. Hun strategie om predatoren te vermijden is gedurende de nacht anders dan overdag (Tillman, 2009; Buner PhD, 2008). De predatiedruk is hoog omdat het een relatief grote grondbroeder is. 's Nachts gaan ze sneller opvliegen dan overdag. Verder werd er door Tillman (2009) waargenomen dat de klucht gedurende de nacht in kleinere groepen slapen en hoe donkerder de nacht, hoe dichter bij elkaar de individuen slapen. Door de afname van de zichtbaarheid van de omgeving zoeken ze bescherming bij elkaar in kleinere groepen, een grotere groep is makkelijker te vinden door predatoren.

Buner (PhD, 2008) zegt dat de patrijs een duidelijk verschillend gedrag vertoont bij verstoring door mensen of door predatoren. Bij mensen is de eerste reactie om in paniek te vluchten, terwijl bij predatoren patrijs zich voornamelijk tegen de grond zal drukken. Wanneer een onderscheid gemaakt werd tussen roofvogels en zoogdieren, werd er ook significant ander gedrag waargenomen. *Drukken* kreeg de voorkeur bij roofvogels, terwijl zoogdieren eerder *waakzaamheid* (Eng. *vigilance*) induceren (het strekken van de nek, met of zonder lichaam rechten, of de staart kwikken). *Paniekvlucht* (Eng. *Flush*) is geen goede strategie om predatoren

te ontwijken, wat verklaart waarom de patrijs dit gedrag veel minder vertoont bij bedreigingen, maar eerder bij verstoringen. Vermijden van predatoren is verschillend in zomer of winter, door de aanwezigheid van structuurrijke vegetatie, die bescherming biedt.

De vegetatie in het landschap speelt een grote rol in het predatierisico. Een gericht habitatbeheer en -inrichting kan de kans op predatie tijdens het broedseizoen verkleinen. Predatoren verplaatsen zich voornamelijk langs vegetatieranden. Een voldoende breed broedhabitat, kan hennen veilig een nest laten uitbroeden (Laux, Waltert & Gottschalk, 2022). Een belangrijke factor is dat ingerichte habitats breder dan 20 m veel minder predatie kennen dan smallere stroken. Stroken smaller dan 10 m kenden in Duitsland een predatiekans van 62% (Laux et al., 2023). Het landschap rondom heeft invloed op het gedrag van predatoren. Indien er lange, lijnvormige landschapselementen in de directe omgeving van bloemblokken aanwezig zijn, zijn patrijzen veiliger in de bloemblokken, die minder aantrekkelijk zijn voor predatoren (Laux et al., 2023). De belangrijkste factoren voor nestpredatie gevonden door Laux et al. (2023) zijn de afstand van het nest tot de rand van de habitat en het vegetatietype. Verder, maar in mindere mate, had de lengte van de rand van het habitat, habitatdiversiteit, onbeheerde vegetatie, afstand tot bewoond gebied en de aanwezigheid van bomen effect op het predatierisico. Een belangrijke notie is dat er lokale (of landelijke) afwijkingen gevonden zijn in het gedrag van patrijs op vlak van broedbiotoopkeuze, wat verklaard kan worden door het habitat voor handen.

Predatorpopulaties zijn al vele jaren aan het toenemen, wat in combinatie met de achteruitgang van de habitat, zorgt voor een sterke daling in absolute aantallen patrijzen. Een experiment van Tapper et al. (1996) toonde aan dat door predatorcontrole uit te voeren tijdens het broedseizoen, het broedsucces sterk kan stijgen. Predatorcontrole initieert vaak een ethisch debat, waardoor het bemoedigend is te weten dat een gericht habitatbeheer dit risico ook kan verlagen.



7 JACHT OP PATRIJS

De jacht op patrijs is een vorm van extra predatiedruk. Enkel erkende wildbeheereenheden mogen jagen op patrijs onder bepaalde voorwaarden. De erkende wildbeheereenheden moeten bijkomende maatregelen nemen die helpen om een stabiele populatie te behouden. Patrijs mag bejaagd worden door erkende WBE's van 15 september tot en met 14 november, op voorwaarde dat er aan patrijsvriendelijk beheer wordt gedaan en er een gemiddelde dichtheid van 3 koppels per 100 ha open ruimte waargenomen is gedurende de 3 voorgaande jaren. Sinds 2021 worden patrijzenpopulaties in Vlaanderen gedurende het voorjaar (februari-maart) geïnventariseerd door een gestandaardiseerd telprotocol. Daarnaast voeren studiebureaus controletellingen uit op een aantal jachtterreinen. In 2023 voldoen 46 van de 181 erkende wildbeheereenheden aan de drempelwaarde (Carmen et al. 2023). Sommige van deze WBE's voldeden niet aan andere voorwaarden waardoor er in 2023 maar 42 WBE's op patrijs mochten jagen. Er bestaat dus een (tijdelijk) jachtverbod op patrijs in het kader van populatieherstel van de kwetsbare vogel in de overige wildbeheereenheden.

Wildbeheereenheden treffen maatregelen om de habitatkwaliteit en de duurzame overleving van patrijzenpopulaties te verzekeren en verbeteren op hun jachtterreinen. Er worden samenwerkingsovereenkomsten afgesloten met landbouwers om patrijsvriendelijk beheer uit te voeren. Aansluitend worden er vaak voedertonnen in het landschap gezet om in de winter te kunnen bijvoeren. De effecten van de voedertonnen zijn uiteenlopend. Enerzijds is het bijvoeren tijdens voedselschaarste (Eng. *hungry gap*) in de winter positief, anderzijds kan het ongewenste predatoren zoals ratten lokken en lokt het ook fazanten (Siriwardena et al., 2008). Fazanten kunnen ziektes doorgeven, waaronder de parasiet *Syngamus trachea*, waar de kuikens van patrijs vatbaar voor zijn. Ook roeken kunnen *S. trachea* overdragen (Buckley et al. 2021). Het PARTRIDGE-project biedt via een factsheet¹ een aantal maatregelen om de negatieve effecten te counteren, via o.a. bescherming, voldoende verplaatsen van de ton en monitoring.

WBE's oefenen daarnaast vaak predatorcontrole uit. Verhoogde predatie is een gevolg van de achteruitgang van de habitatkwaliteit, ecologische vallen en in geval van gekweekte individuen de afwezigheid van het antipredatorgedrag. Tapper et al. (1996) toonde via een experiment in Engeland aan dat het bejagen van alle predatoren in het onderzoeksgebied na drie jaar driemaal zoveel broedparen waren dan een nabijgelegen controlegebied. Ook zonder predatorcontrole zijn successen mogelijk. Gottschalk & Beeke (2014) toonde in Duitsland aan dat het verbeteren van habitatkwaliteit zonder predatorcontrole kan zorgen voor een stabiele populatie en herstel, zelfs na strenge winters. De grootte van de populatie groeide evenredig met de oppervlakte van bloemblokken. Bredere structuren bieden daarbij meer veiligheid, zoals ook gevonden werd door Laux et al. (2023).

Hoewel uitzet verboden is, staat er in het Soortenbeschermingsprogramma van akkervogels (ANB 2021) te lezen dat er vaststellingen zijn dat in sommige regio's ten behoeve van de jacht toch patrijzen worden uitgezet. Ook in het onderzoek naar de genetische structuur en herkomst van patrijs in Vlaanderen (Deflem et al., 2021) komt deze vaststelling tot uiting. De illegale uitzet van gekweekte exemplaren heeft negatieve effecten op de populatie (Gottschalk et al. 2017). Er bestaan risico's op hybridisatie waardoor lokale adaptaties kunnen verdwijnen in de wilde populatie. De overlevingskansen van uitgezette individuen zijn bovendien laag en ze dragen vaak ziekten en parasieten met zich mee. Om een beter zicht te krijgen op illegale uitzet met

¹ <https://northsearegion.eu/media/22563/nl-factsheet-6-bijvoeren.pdf>

gekweekte individuen, wordt de aanbeveling van Deflem et al. (2021) overgenomen, namelijk de verplichting tot inzamelen van DNA van elk gestrekt exemplaar. Daarbovenop wordt verwezen naar het advies van Mergeay et al. (2022) over een protocolontwikkeling van genetische analyse van gestrekte exemplaren en de ontwikkeling van een beslissingsboom van sanctionerende maatregelen bij detectie van uitzetting van patrijs. Deze maatregelen kunnen jagers tevens ontmoedigen om gekweekte individuen te introduceren.

De controverse in Vlaanderen rond de jacht van patrijs en de beslissingen die daaromtrent gemaakt worden, vormen niet de essentie van dit rapport. Er wordt verwezen naar het rapport van Scheppers et al. (2019) “De impact van jacht op patrijzenpopulaties”. Waar wel een antwoord op wordt gezocht in dit rapport is vanaf wanneer de bejaging van patrijs na translocatie in een gebied aanvaardbaar is. Er wordt ook een aanbeveling gedaan over predatorcontrole in gebieden waar translocatie zou gebeuren.



8 POPULATIEDYNAMIEK

Om translocatie van patrijs te overwegen, is het noodzakelijk te weten wat de huidige dynamiek van de populatie is, wat de omvang van een gezonde metapopulatie is en wat de ideale streefdichtheden zijn van een kernpopulatie. Een terugkerende factor in onderzoeken naar de afname van patrijzenpopulaties is isolatie door fragmentatie van het leefgebied. Hierdoor worden populaties van elkaar afgesneden, is dispersie beperkt of onmogelijk en is de dynamiek van de metapopulatie gecompromitteerd. Populaties zijn ook onderhevig aan stochasticiteit met onvoorspelbare effecten door toevalligheden en fluctuaties in demografie, genetica en omgevingsfactoren.

8.1 STREEFDICHTHEDEN

Om te weten waar er in Vlaanderen geschikt leefgebied is om patrijs te transloceren, zijn er allereerst evaluatiecriteria en voorwaarden nodig om introductie of bijplaatsingen nuttig te achten. We bekijken of er in Vlaanderen zelfs nog populaties aanwezig zijn waarvan de dichtheden groot genoeg zijn om nog natuurlijke dispersie succesvol toe te laten naar nieuwe gebieden. Daarvoor is er een streefdichtheid nodig van kernpopulaties. Een kernpopulatie wordt in het SBP Akkervogels gedefinieerd als “een populatie die slechts een geringe kans heeft om door normale demografische en niet-extreme omgevingsstochasticiteit uit te sterven. De belangrijkste voorwaarde van een kernpopulatie is dat deze moet fungeren als ‘source’ voor omliggende kleinere deelpopulaties die aan grotere fluctuaties onderhevig zijn.”

Kalkhoven et al. (1995) geeft enkele richtgetallen voor kernpopulaties van patrijs, waarbij er minstens 20 reproducerende hennen voorkomen op minstens 500 ha van hoog kwalitatief leefgebied of op minstens 2000 ha van een lager kwalitatief leefgebied. In het SBP voor akkervogels wordt de doelstelling van een goed kwalitatief landbouwgebied nagestreefd, voor een duurzame instandhouding van de soorten. Als die kwaliteit er niet zou zijn, moeten maatregelen genomen worden. Op basis van deze bevindingen wordt in het SBP de streefdichtheid van kernpopulaties op 4 koppels per 100 ha gezet. Deze waarden werden in 2002, in kader van de broedvogelatlas, zelfs in West-Vlaanderen niet meer bereikt (Verbelen, 2010). Ook populaties in onderzoeksgebieden in Elingen (Verbelen, 2010 & Opstaele, 2015) en Gooik (Verbelen et al., 2012) namen doorheen de jaren af tot onder 4 koppels per 100 ha.

De streefdichtheid van 4 koppels per 100 ha is haalbaar (SBP akkervogels). Momenteel staat de begrenzing om jacht toe te laten op 3 koppels per 100 ha. We kunnen veronderstellen dat het niet nuttig is om een translocatie uit te voeren zonder het doel dat deze getransloceerde populatie een gezonde kernpopulatie wordt dat als bronpopulatie kan dienen. Als de getransloceerde populatie dat niet bereikt, is het geen duurzame populatie en is het project niet in zijn opzet geslaagd. Jacht na translocatie zou dus pas toegelaten kunnen worden bij aantallen hoger dan 4 koppels per 100 ha.

8.2 DISPERSIE

Connectiviteit: Barrières, stapstenen en corridors

In het versnipperde Vlaanderen zijn er veel barrières aanwezig voor dispersie en gezonde uitwisseling van individuen tussen deelpopulaties. Patrijs is erg gevoelig voor versnippering waardoor potentieel geschikte habitats onbezet blijven. Voor patrijs bestaat er een uitgebreide lijst van barrières die niet alleen bestaan uit menselijke ingrepen, maar ook natuurlijke inrichtingen. Patrijzen komen niet voor in stedelijke context en passeren niet langs een groot oppervlak (lint)bebouwing (Oostendorp, 2002). Een drukke weg en een kanaal zijn volgens dezelfde bron ook barrières waarover de soort niet passeert. Hetzelfde geldt voor een groot oppervlak bos.

Ontwikkelen van corridors en stapstenen is een goede maatregel om de connectiviteit van (deel)populaties te garanderen. Het is belangrijk om te weten hoe zo'n corridor er dan uitziet voor patrijs. Oostendorp (2002) somt enkele eisen op aan de habitat en corridors van patrijs en enkele barrières. Het type corridor "kralensnoer" wordt gebruikt door grondgebonden soorten met een kleiner verspreidingsvermogen en enkele vliegende soorten. Dit type is een combinatie van een reeks stapstenen met corridors ertussen. Stapstenen zijn kleinere gebieden die geschikt zijn als habitat, echter niet noodzakelijk voor permanente vestiging. Corridors bestaan uit geleidende landschapselementen. Een goede corridor voor patrijs is in essentie gelijk aan geschikt habitat met een breedte van 20-30 meter. Aangezien de corridor moet voldoen aan dekking-biedende vegetatie en variatie in het landschap, zijn intensieve graslanden en akkers geen goede corridors voor patrijs.

Kwantificeerbare corridor-eisen zijn (Oostendorp M., 2002):

- Minimale lengte en breedte/oppervlakte corridor: Het effectieve leefgebied (Eng. *home range*) van de patrijs is afhankelijk van de biotoopkwaliteit. Hoe slechter de kwaliteit, des te groter is het leefgebied. Het leefgebied varieert van ongeveer 9 tot 40 hectare.
- Vegetatie: Kleinschalig gras-/cultuurland met voldoende dekkingbiedende vegetatie. Veel variatie in type en dichtheid binnen een gebied.
- Speciale eisen: Nestvriendelijk maaibeheer en geen gebruik van herbiciden en pesticiden.

Mitigerende maatregelen in een geschikt landschap zijn (Oostendorp M., 2002):

1. Het maken/behouden van winterdekking
2. Het maken/behouden van nestdekking
3. Het maken/behouden van (kleine) akkers voor onkruidzaad
4. Bij het maaien gebruik maken van wildredders
5. Graspercelen van binnen naar buiten maaien.

Dispersiemogelijkheden van patrijs

Naast de habitatkwaliteit en connectiviteit bepaalt de dispersiemogelijkheid een groot deel van het broedsucces van een soort of populatie. Natuurlijke dispersie van de patrijs is beperkt en wordt in het Vlaams versnipperd landschap bemoeilijkt. Dit verbredingsprobleem is voor veel soorten een gekend fenomeen in Vlaanderen (Mergeay & Verbist, 2021). Om het probleem van verbreding aan te pakken stellen Mergeay & Verbist (2021) drie mogelijk oplossingen:

1. De bestaande leefgebieden worden groter gemaakt;
2. Er worden nieuwe leefgebieden als stapstenen tussen de bestaande aangelegd, waardoor deelpopulaties opnieuw binnen de kritische dispersieafstand liggen;

3. Je verhoogt artificieel verbreiding tussen de nog bestaande deelpopulaties, zodanig dat de functionele connectiviteit geïmiteerd wordt.

Mergeay en Verbist (2021) stellen dat oplossingen (1) en (2) op lange termijn de enige manier zijn om tot duurzame metapopulaties te komen, maar ze gaan enerzijds uit van de maakbaarheid van leefgebieden op korte termijn en vereisen anderzijds meer ruimte voor natuur. Oplossing (3) impliceert translocaties van individuen om metapopulaties te doen overleven op korte termijn of als herintroductie in geschikt leefgebied waar ze niet op eigen kracht geraken.

Dispersie bij patrijs treedt voornamelijk op aan het einde van de winter en in het voorjaar, net voor de broedperiode, wanneer de kluchten uit elkaar vallen om koppels te vormen (Jenkins 1961; Watson 2004, Mergeay 2022) en na de broedperiode in het najaar wanneer ze zich terug verplaatsen naar winterleefgebied (Mergeay 2022). Patrijzen zijn behoorlijk honkvast (Bro 2016, Roodbergen 2013), in West-Europa zijn de dispersieafstanden slechts enkele honderden meters (zie Tabel 1, uit: Bro 2016) met enkele uitzonderingen van patrijzen die zich over enkele kilometers verspreiden, in uitzonderlijke gevallen meer dan 10 km. Bij het onderzoek van Jenkins (1961) werden slechts 2 gemarkeerde patrijzen van de 393 verder dan 8 km van het studiegebied aangetroffen. Gottschalk & Beeke (2014) staat niet opgenomen in de tabel van Bro, 2016, maar werd hier in Tabel 1 toegevoegd. Zij rapporteren voor hun studiegebied in Duitsland gemiddelde dispersieafstanden van 1,2 km (max. 9 km) bij hennen en 1,7 km (max. 13 km) bij hanen.

Tabel 1: Overzicht van de dispersieafstanden bij patrijs (Bron: Bro 2016).

Land (regio)	Periode	Trackingmethode	Aantal	Geslacht	Leeftijd	Afstand (km) [min-max], % d'oiseaux	Observaties	Referentie
Frankrijk (Grand bassin païisien)	Einde zomer / volgend voorjaar	Radio-tracking	85	V	Adult	0-1 95%	Variabel, afhankelijk van de individuen en het terrein	Reitz & Mayot (1999)
Frankrijk (Beauce)	Eind januari tot begin april	Radio-tracking	9 18	M V	Subadult	1,6 [0,7-4] 0,8 [0,4-1,4]		Birkan & Serre (1988)
Frankrijk (Ile-de-France)	Einde winter / begin voorjaar	Poncho's	238 (29 solitaire mannetjes)	M	-	Gevestigd (55%) 0,6 [0,2-0,8] Dwaalgasten (45%) 1,8 [1-3,3]		Aufradet & Birkan (2001)
Frankrijk (Pyrenees)	Februari / april tot juni	Radio-tracking	12 2	M V	Vooraf subadulte	0,2-7,5 (tot 2 km voor 50% van de vogels) 0,2-0,3	Afstand tussen de vangstplaatsen in februari/maart en de locatie van het koppel	Novoa & Dumas (1994)
Frankrijk (Pyrenees)	Van juli tot juli het jaar erop	Radio-tracking	4 2	V M	< 12 maanden < 12 maanden	1,0 / 0,8 / 0,5 / 0,4 10,6 / 3,6	Afstand tussen geboorteplaats en eerste voortplanting	Novoa (1998)
UK (Engeland)		Ringen	41	-	-	> 8 5%		Jenkins (1961)
Italië (Toscane)	Gans het jaar	Radio-tracking	39	-	-	0,6 [0,3-1,1]	Afstand tussen het vangpunt en de eerste locatie	Meñigi et al (2007)
Finland	Voorjaar	Radio-tracking	24	V	-	3,1 [max 10,8]		Putala & Hissa (1998)
Tsjechië	Februari tot maart	Radio-tracking	18 vogels 4	M, V M (dwaalgasten)	- Adult +	M: [0,1-1], V ~ 0,5 [1,3-2,5]		Salek & Marhoul
USA (Montana)	Januari tot maart	Poncho's	340	Details per leeftijd en geslacht in de publicatie		< 0,2 59% 0,2-0,6 26% 0,6-1,6 6,8% > 1,6 7,4%	Maximale afstand 3,4 km	Weigand (1980)
USA (Wisconsin)	Winter (tot 30 april)	Radio-tracking	9	V	Juveniel	2,2 [0,9-9,6]		Church et al (1980)
USA (North-Dakota)	Herfst/winter	Radio-tracking en poncho's	43 vogels van 8 families			[0,3-1,3]	Temperatuur	Schulz (1980)
Duitsland (Göttingen)	Februari tot maart	Radio-tracking	350 paren	Details per leeftijd en geslacht in de publicatie		M: 1,7 [max 13] V: 1,2 [max 9]		Gottschalk & Beeke (2014)

Deflem et al. (2021) toonde op basis van de genetische structuur in Vlaanderen aan dat de genetische en geografische afstand tussen individuen het sterkst gecorreleerd is bij korte afstanden (< 2 km). Deze correlatie is significant maar veel minder sterk voor afstanden tot 20 km.

Het is te verwachten dat kolonisatie van nieuwe gebieden door patrijzen over afstanden van enkele kilometers verloopt (Gottschalk et al., 2017). Voor herkolonisatie vanuit brongebieden

moet er in de kernpopulaties een overschot aanwezig zijn waaruit geschikte gebieden verkend kunnen worden (SBP akkervogels, ANB 2021).

Daarbij blijkt uit onderzoek in Tsjechië dat dispersieafstanden bij gekweekte volwassen individuen lager liggen dan bij wilde individuen, zowel per dag als maximale afstanden (Rymešová et al., 2013). Gemiddeld legden wilde patrijzen 1,3 km af, met een maximum van 7 km, terwijl gekweekte patrijzen gemiddeld slechts 750 meter ver gingen, met een maximum van 3 km. De langste afstanden bij wilde patrijzen werden in dit onderzoek geobserveerd gedurende maart en april.

Buckley et al. (2021) heeft aan de hand van radiotracking van een volledig geïsoleerde patrijzenpopulatie in Ierland hun dispersie en verkenningsgedrag in kaart kunnen brengen. Op een dag kan een patrijs enkele kilometers afleggen en bij het uit elkaar vallen van de kluchten, werden afstanden van meer dan 20 km geregistreerd. Een kanttkening dient gemaakt te worden, het Ierse landschap is minder versnipperd dan Vlaanderen.

8.3 POPULATIEDYNAMIEK VAN PATRIJS IN VLAANDEREN

Door gebrek aan kennis omtrent Vlaamse parameters, met name kuikenoverleving, overleving van broedende hennen en winteroverleving, is er door het INBO een onderzoek² gestart op de populatiedynamiek van patrijs. Het onderzoek heeft een looptijd van 4 jaar (2020-2024) waarbij men veldwerk uitvoert met gezenderde patrijzen. Het andere luik van dit project omvat populatiemodellering om de impact van de verschillende factoren die de populatiedynamiek beïnvloeden in het Vlaamse landschap te evalueren. Op die manier is een doelgerichte en optimale inzet van beheermaatregelen mogelijk. Het zenderonderzoek moet daarnaast toelaten om de effectiviteit van geïmplementeerde beheermaatregelen te helpen evalueren. De informatie uit dit onderzoek zal cruciaal zijn om translocatie in Vlaanderen te overwegen en zal de randvoorwaarden van translocatie mee bepalen.

De genetische toestand van de Vlaamse populaties is tevens een uitermate belangrijke factor. Het geeft nuttige informatie over de genetische gezondheid van de soort in de resterende populatie, het geeft informatie over dispersieafstanden en de genetische uitwisseling die nog plaatsvindt in het Vlaams landschap. Het biedt ook informatie over de afkomst van patrijzen, nl. of het wilde individuen zijn of dat het om gekweekte individuen gaat. In 2020 en 2021 werden stalen verzameld van 495 in het wild voorkomende patrijzen, verspreid over heel Vlaanderen. Daarnaast werden stalen van 120 in gevangenschap gekweekte patrijzen genomen uit 5 verschillende kwekerijen. Deflem et al. (2021) onderzocht daarop de genetische structuur en herkomst van patrijs in Vlaanderen. Het onderzoek toont aan dat er twee clusters aanwezig zijn. De patrijzen die in de Antwerpse Noorderkempen worden aangetroffen, behoren genetisch tot een andere cluster dan de rest van de Vlaamse populaties. Daaruit kan geconcludeerd worden dat er geen of nauwelijks genetische uitwisseling plaatsvindt tussen beide clusters. De cluster waartoe alle andere patrijzenpopulaties (uitgezonderd Limburg) behoren, vertonen kleine, genetische verschillen over een west-oost gradiënt en een kleinschalige, ruimtelijke structuur, wat verklaard kan worden door een beperkte dispersieafstand (Bro, 2016).

Genetische diversiteit is cruciaal om weerbaar te zijn in de snel veranderende omgeving (Frankham et al., 2010). Deflem et al. (2021) toonde aan dat de huidige patrijzenpopulaties geen aanwijzingen vertonen van inteelt of afname van genetische diversiteit. Bijzettingen of

² <https://www.vlaanderen.be/inbo/projecten/populatiedynamiek-van-de-patrijs-in-vlaanderen>

(her)introductions zijn daarom niet noodzakelijk om de genetische diversiteit te verhogen of inteelt te verlagen van de Vlaamse patrijzenpopulatie.

In het onderzoek van Deflem et al. (2021) werden zuiver wilde patrijzen aangetroffen, maar ook zuiver gekweekte patrijzen en kruisingen tussen beide. Het maakt zichtbaar dat er patrijzen (illegaal) uitgezet werden en dat genenuitwisseling gebeurt met de wilde populatie, met gevaar tot maladaptaties. Het zou in dit opzicht nuttig kunnen zijn om gestructureerd en gecoördineerd patrijzen te transloceren. Ten eerste om de kwetsbare soort te ondersteunen, maar ook om illegale uitzet te vermijden.



9 TRANSLOCATIE VAN PATRIJS

De IUCN/SSC (2013) geeft een definitie van translocatie: de door de mens gemedieerde verplaatsing van individuen van een soort van een locatie naar een andere locatie met als doel de conservatie van de gehele soort of een populatie. Er dienen niet enkel voordelen aanwezig te zijn voor de verplaatste individuen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen translocaties binnen het natuurlijk verspreidingsgebied en translocaties van individuen buiten hun natuurlijk verspreidingsgebied. In het tweede geval spreken we van een geassisteerde kolonisatie. Translocaties kunnen ook uitgevoerd worden met het oog op ecosysteemherstel. Een vrijlating dient te gebeuren in condities die niet sterk of doelbewust afwijken van de natuurlijke omstandigheden (e.g. habitat, sekseratio, ...).

Een translocatie voor de conservatie van een populatie kan in de vorm van een bijplaatsing of een herintroductie. Een bijplaatsing (Eng. *Reinforcement*) is een doelbewuste vrijlating van individuen in een populatie van dezelfde soort. Een bijplaatsing wordt uitgevoerd met het oog op het verbeteren van de genetische samenstelling van de populatie, om de populatiegrootte te laten toenemen of om de demografische eigenschappen van de populatie te verbeteren. Een herintroductie (Eng. *Reintroduction*) is het vrijlaten van individuen op een locatie binnen het natuurlijke verspreidingsgebied, maar waar de soort lokaal niet meer voorkomt. De herintroductie heeft als doel het verkrijgen van een gezonde populatie op de plek van vrijlating.

Een translocatie kan een sterke conservatietool zijn, maar dient goed overwogen te worden en nooit als enige conservatiemaatregel gebruikt te worden, zegt de IUCN. Een goede haalbaarheidsstudie is belangrijk, samen met een plan van aanpak die andere maatregelen evalueert. Indien de andere conservatiemaatregelen niet voldoende zijn, kan een translocatie overwogen worden. Translocaties mogen nooit overwogen worden indien de redenen waardoor de soort of populatie een neerwaartse trend ervaart, niet verwijderd (of voldoende afgenomen) zijn.

Aan translocaties zijn mogelijke ecologische, economische en sociale risico's verbonden. De impact op de drie pijlers dient bestudeerd te worden. Verder is het nodig de soort goed te begrijpen, zodat voorspellingen gedaan kunnen worden over de impact na vrijlating en trends op lange termijn. De voordelen dienen steeds groter te zijn dan de verbonden risico's of negatieve gevolgen. Indien dit niet het geval is, of er kan geen grondig onderzoek plaatsvinden over de mogelijke impact van een translocatie (positief en negatief), mag een translocatie niet overwogen worden en moet conservatie van de soort bij andere maatregelen gezocht worden.

In alle Europese landen gaan de patrijsaantallen zienderogen achteruit en worden conservatiemaatregelen uitgewerkt, uitgetest en geëvalueerd. Een goed voorbeeld hiervan is het Interreg PARTRIDGE-project, dat een samenwerking was tussen de UK, Nederland, België, Duitsland en Schotland waarin de impact van habitatmanagement en predatorcontrole bestudeerd werd met concrete projecten in ieder land. De voorziene maatregelen werden overall positief bevonden. De huidige situatie van de patrijs is echter zo sterk achteruit gegaan, dat met habitatmanagement en predatorcontrole alleen mogelijks geen gezonde populaties meer bekomen kunnen worden. In dergelijke situaties is het overwegen van translocaties aangewezen.



9.1 VOORBEELDEN VAN TRANSLOCATIES VAN PATRIJS IN EUROPA

Over heel Europa worden sinds de 19de eeuw gekweekte patrijzen vrijgelaten in het kader van de jacht. Vaak zijn dit juvenielen (10 - 12 weken) die in grote groepen worden vrijgelaten aan het einde van de zomer. Gekweekte juvenielen vertonen een zeer lage overlevingskans en hebben weinig kans op een succesvolle voortplanting (Buner et al., 2011). Velen zijn het eens dat de oorzaak van de hoge mortaliteit bij gekweekte patrijzen (en andere diersoorten) in het wild ligt bij de afwezigheid van antipredatorgedrag (McPhee, 2003). Dergelijk gedrag heeft niet enkel een genetische basis, maar dient ook door de ouders aangeleerd te worden. Dit gedrag wordt meestal gedurende de winterperiode in de klucht overgenomen. Koppels vrijlaten in het voorjaar heeft echter als voordeel dat de winterperiode, die veel slachtoffers maakt, vermeden wordt. De optimale strategie voor translocaties is afhankelijk van de locaties waar de vogels worden vrijgelaten en een trade-off tussen overleving van de winter, natuurlijk antipredatorgedrag (Browne et al., 2009) en correct habitatkeuze en -gebruik (Stamps & Swaisgood, 2007; Rananten et al, 2010).

Hieronder bespreken we de belangrijkste translocatieprojecten die rond de patrijs (*Perdix perdix*) werden uitgevoerd de laatste 30 jaar in Europa. Er zijn echter landen waar reeds heel lang translocaties plaatsvonden zonder wetenschappelijke ondersteuning. Denemarken, bijvoorbeeld, heeft een rijke geschiedenis aan translocaties van patrijzen om de populaties (vanuit centraal Europa) op peil te houden, maar ook om de soort te introduceren buiten zijn toenmalige verspreidingsgebied. In Denemarken zijn twee ondersoorten patrijs aanwezig, de *Perdix perdix perdix* in het westen en *Perdix perdix lucida* in het oosten. Al zeer lang gebeuren er translocaties van gekweekte patrijzen, maar hier is geen concreet project terug te vinden in de literatuur waar onderzoek gedaan wordt naar translocatie als conservatietechniek of resultaten van de translocaties bestudeerd werden. De eerste translocatie in Denemarken werd uitgevoerd tussen 1537 - 1660 voor jachtdoeleinden (Walker S.J., PhD, 2021). Sommige Europese landen richten zich op een andere tak van conservatie als het op patrijs aankomt. Zo zijn er in de literatuur geen translocaties terug te vinden voor Duitsland en Nederland, maar ligt de focus op habitatmanagement en predatorcontrole. Hieronder komen we enkel terug op landen met translocatieprojecten met een wetenschappelijke fundering, met uitzondering van Frankrijk, die besproken wordt wegens zijn groot aandeel van de globale patrijsaantallen.

a) Ierland (Buckley et al., 2012; 2021)

In 1995 was de patrijs in Ierland nationaal zo goed als uitgestorven als broedvogel, uitgezonderd twee populaties die sterk geïsoleerd leven in veenmoerassen. In 1996 werd door de *The Irish Grey Partridge Conservation Trust* een project opgestart om een van deze populaties, de Boora-populatie, te helpen overleven. De populatie zat in een neerwaartse trend, dus de conservatie ervan was geen eenvoudige opdracht. Aan de hand van habitatinrichting en predatorcontrole werden inspanningen geleverd en even vertoonde de populatie een toename in aantallen. Een gedragsstudie werd in deze periode opgestart om de overlevingskansen van de patrijs beter te begrijpen. Er werd voornamelijk gefocust op het verhogen van de overlevingskans van kuikens en het aantal broedparen en onderzoek werd uitgevoerd naar de ecologische factoren die hier invloed op hebben. Het weer, voornamelijk de temperatuur en hoeveelheid neerslag, bleken invloed op de overlevingskansen van kuikens te hebben.

Na 1997, door enkele slechte jaren op vlak van weersomstandigheden, nam de populatie verder af. Tussen 1998 en 2001 werd de Boora-populatie op 22 - 24 individuen geschat, wat ineens het nationaal aantal patrijzen voorstelde. De andere populatie was in 2000 uitgestorven. Na de afname door het slechte weer, werden verschillende opties overwogen, maar vele maatregelen kenden tot dan toe minimaal succes. Het gebruik van gekweekte patrijzen voor een bijplaatsing werd niet opportuun geacht. Er werd gekozen om een kweekprogramma op te starten met de overblijvende patrijzen en wildgevangen individuen afkomstig uit andere landen. Voor de wildgekweekte individuen werden, gedurende 2002 - 2004, patrijzen uit een wildkweekprogramma gehaald uit Frankrijk. De individuen werden in gevangenschap gekweekt uit wildgevangen ouders. Erna werden patrijzen uit Estland gevangen (de Ierse populaties hebben genetische verwantschap met de Estse populaties) om mee te kweken. Het getoonde gedrag van de Estse patrijzen was niet aangepast aan de Ierse habitats waardoor de kuikens een heel laag overlevingskans hadden, de ouders brachten hun kuikens niet naar een geschikte habitat met voldoende voedsel om te overleven. Verder waren ze vatbaar voor ziektes. Wanneer met beide factoren rekening gehouden werd in het protocol, steeg de overlevingskansen van de kuikens aanzienlijk. Sinds de start van het kweekprogramma steeg het aantal nesten van 2 (2002) naar 34 (2011). Er zijn koppels naar naburige locaties overgebracht om de groei van de populatie te accommoderen. In 2022 werden 102 individuen uit de Boora-populatie verplaatst naar een nieuw opgestart kweekprogramma in Carlow, Ierland (FACE).

Ook al is dit een succesvol project van translocatie, wildkweek van patrijzen is geen oplossing op lange termijn en dient altijd in combinatie met habitatmanagement en predatorcontrole plaats te vinden. Patrijzen zijn gedragsmatig sterk aangepast aan hun lokale omstandigheden en door individuen in een andere omgeving te introduceren, kan hun overlevingskans sterk afnemen door het vertonen van suboptimaal gedrag voor de nieuwe omgeving. Vaak gaat dit om landelijke verschillen in landgebruik van de mens waardoor de patrijzen het landschap op een andere manier gebruikt (foerageren, predatorvermijdend gedrag, ...), maar het is een belangrijke factor om bij alle translocaties en bijplaatsingen, ook binnen landsgrenzen, mee in rekening te brengen. Verder werd er in Ierland eerst getest of kuikens met de hand groot gebracht, ook overleven in het wild. Dit is niet het geval, de kuikens missen al het aangeleerd gedrag van de ouders om te overleven of succesvol te broeden en zijn geen oplossing of meerwaarde in het translocatieverhaal. Verder is het belangrijk om in de vrijgelaten kluchten minstens een wild individu toe te voegen, met voorkeur afkomstig van de vrijlatingsplek. Kuikens dienen tot 10 dagen oud directe toegang te hebben tot voedsel. Contact tussen mensen en patrijzen dient tot het absolute minimum beperkt te worden om habituatie te vermijden. Geschikt habitat, bijvoeding en predatorcontrole dient geïmplementeerd te zijn voordat een vrijlating wordt uitgevoerd.

In het verleden (1910 - 1930) werden in het kader van de jacht eerder translocaties uitgevoerd in Ierland. Plots werden populaties patrijzen aangetroffen in streken van het land waar ze voorheen niet voorkwamen. Deze translocaties zijn echter niet goed gedocumenteerd geweest. De jacht is een belangrijk onderdeel van de Ierse cultuur. De jagers helpen de wetenschappers om de conservatieprojecten op te starten en te onderhouden, ook al is de kans op jacht op patrijzen in Ierland in de toekomst zeer gering.

b) UK (Aebischer & Ewald, 2010; Buner, 2011; Potts, 2012)

In de UK werd een Biodiversity Action Plan voor patrijzen opgestart in 1995 met als doelstellingen: de afname een halt toeroepen tegen 2005, een nationale populatie boven 150.000 paren krijgen tegen 2010, het behoud en uitbreiding van het leefgebied van de patrijzen. Bij een evaluatie van het plan werden de aantallen aangepast naar 90.000 paren tegen 2010 en 160.000 paren tegen

2020. De afname werd effectief een halt toegeroepen, maar het aantal van 90.000 paren was onhaalbaar, ook al werden lokaal sterke stijgingen in aantallen waargenomen. In het kader van deze doelstellingen werden translocaties opgestart.

In Sussex is in 2004 een translocatie (bijplaatsing) van patrijs uitgevoerd vanuit het landgoed 'Sandringham' naar een naburig landgoed 'Norfolk' (220 km verderop). Er werden 9 paren (gevangen na paarvorming) vanuit een gezonde populatie verplaatst naar een locatie waar slechts drie paren aanwezig waren in de ruime omgeving (1 paar per 224 ha). Een paar heeft via natuurlijke dispersie zijn weg naar de omgeving gevonden, wat zorgde voor een totaal van 11 paren op het landgoed 'Norfolk'. Deze paren hebben zich zeer goed voortgeplant en in 2012 waren er op en rond het landgoed reeds 375 paren geteld. De vrijlating van gekweekte individuen werd overwogen, maar door de dichte populaties van predatoren in de omgeving, werd dit geen opportune oplossing bevonden. De jacht op patrijs werd na zeven jaar weer geopend, weliswaar gecontroleerd. Het jaarlijkse afschot is 12-25% van de totale aantallen aanwezig tijdens de herfst en het doel is om een duurzame populatie te behouden. Het betreffende domein behield 9% van de totale oppervlakte in kader van patrijzenondersteuning (habitatontwikkeling). De geschoten patrijzen worden verkocht en de winst wordt weer geïnvesteerd in de vorm van habitatmanagement.

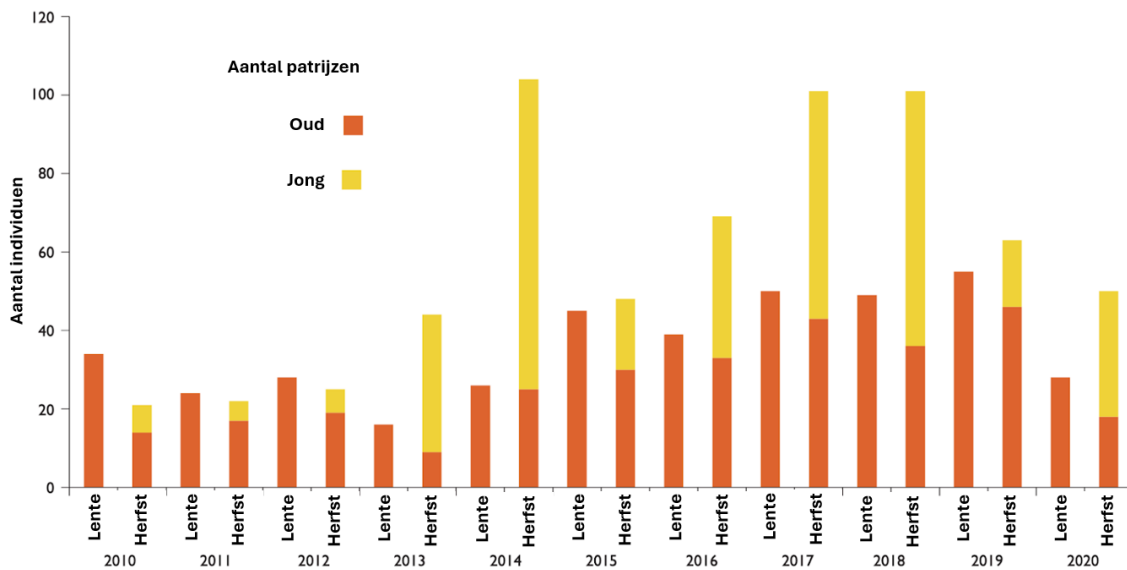
In 2010 werd in Rotherfield in de UK een herintroductie van patrijs opgestart (Buner & Aebischer, 2021). De soort was voor 2005 uitgestorven op de locatie, met de dichtste populatie meer dan 10 kilometer verwijderd. Vijf jaar lang (2010 - 2014) werden patrijzen uitgezet in een gebied waar sterk aan habitatmanagement werd gedaan om de soort te accommoderen (Tabel 2).

Tabel 2: Vrijlatingen van patrijzen in Rotherfield van 2004 tot 2014 (gwct.org.uk).

Jaar	Paren (lente)	Adulten (herfst)	Wilde broedsels	Wilde jongen	Losgelaten patrijzen
2004	0	0	0	0	
2005	8	12	0	0	
2006	8	7	0	0	
2007	10	11	0	0	
2008	4	9	3	4	
2009	15	16	3	20	
2010	24	24	2	19	133 (allen gekweekt)
2011	20	27	5	13	81 (20 wild)
2012	22	24	1	6	72 (10 wild)
2013	18	18	6	40	68 (allen gekweekt)
2014	24	34	11	74	14 wild

Na 2014 werden geen individuen meer aan de populatie toegevoegd en zijn de aantallen vrij stabiel gebleven (Figuur 3). Drie keer werd het aantal van 100 individuen overschreden in de herfstpopulatie, wat nog nergens anders in Europa werd behaald bij een geïntroduceerde populatie of bijplaatsingen. Het project werd onderdeel van PARTRIDGE in 2016.





Figuur 3: Patrijzenaantallen tijdens het translocatieproject in Rotherfield (Buner & Aebischer, 2021).

c) Frankrijk (Bro et al., 2005; Bro & Crosnier, 2008)

De situatie in Frankrijk is heel anders in vergelijking met België of de UK. De helft van alle patrijzen leven verspreid over het grondgebied van Frankrijk en jaarlijks wordt er zeer veel uitgezet in het kader van de jacht. In 1995 waren 2 miljoen patrijzen gekweekt voor vrijlating om op te jagen en tussen 1998 en 1999 werden 1.5 miljoen patrijzen geschoten. Maar ook in Frankrijk is de patrijs aan het achteruitgaan en is de soort in regio's bijna uitgestorven. In 2008 werd de populatie patrijs (*Perdix perdix*) geschat op 640.868 - 1.222.710 paren (IUCN 2015), wat 47% van de totale broedpopulatie van Europa inhoudt. Vrijlatingen van patrijzen gebeuren in de regio's waar de aantallen sterk achteruit zijn gegaan en duurzame jacht niet meer haalbaar is. Grote aantallen gekweekte patrijzen (samen met andere zoals rode patrijs en fazant) worden vrijgelaten om te jagen, zonder een conservatiestrategie om de populaties terug op peil te brengen. De literatuur geeft geen indicaties dat een gerichte translocatie om populaties te herstellen reeds heeft plaatsgevonden in Frankrijk.

d) Zwitserland (Buner PhD, 2008; Homberger et al., 2014)

Zoals in andere Europese landen, kende de patrijzenaantallen in Zwitserland in de jaren 60 sterke achteruitgang. In 1991 was het totale aantal patrijzen in heel Zwitserland slechts 17 paren, verspreid over twee locaties (Klettgau en Champagne Genevoise). Er waren reeds projecten in voegen die voor het bevorderen van het aanwezige habitat zorgden. Daarom werd de beslissing gemaakt om over te gaan tot een translocatie in Klettgau. De translocatie kwam echter te laat, de lokale populatie was reeds uitgestorven in 1993. Als hoofdreden voor de sterke achteruitgang van de patrijs in Zwitserland werd habitatverlies opgegeven. Daarom werd er gefocust op habitattherstel voordat een translocatie werd uitgevoerd. Er werd 12 ha aan bloemstroken aangelegd en 0,7 ha aan heggen bijgeplant, bij de reeds aanwezige 2 ha.

Alle vrijgelaten individuen in het kader van de translocatie waren genetisch verwant aan de westelijke clade *Perdix perdix perdix*. Tussen 1998 en 2001 werden 142 individuen vrijgelaten. Er was gepland enkel wilde individuen te gebruiken, maar al snel werd het duidelijk dat dit niet haalbaar was. Er werden wilde individuen gevangengenomen in Duitsland en Tsjechië en vrijgelaten gedurende de eerste fase. Daarnaast werden in het tweede en derde jaar ook **parent-**

reared individuen als kluchten vrijgelaten in het najaar en in het voorjaar werden **parent-reared** kuikens bij koppels geplaatst, waarvan het eerste nest mislukte.

Predatie, meestal door de vos, was de hoofdoorzaak van sterfte van de uitgezette patrijzen, ook al was er twee opeenvolgende jaren predatorcontrole toegepast op de vossenpopulatie in de regio. Bijkomend was er geen connectiviteit met andere patrijzenpopulaties. Er werd geen herstel van de populatie waargenomen. Buner (2008) concludeert het volgende uit zijn PhD:

- Voor iedere translocatie of bijplaatsing dient de habitat bevorderd te worden met permanente structuren zoals heggen en bloemblokken.
- Wanneer wilde individuen niet beschikbaar zijn, zijn kuikens die bij wilde paren worden geplaatst de meest succesvolle strategie.
- Translocaties dienen enkel bekeken te worden in regio's met lage predatie en menselijke activiteit. Menselijke activiteit zorgt voor paniekluchten met een bijhorende stressreactie en energiekost. Buner (2008, Hoofdstuk 5 PhD) heeft aangetoond dat patrijzen drukbezochte gebieden sterk vermijden. Zo zullen de ingerichte habitats niet ten volle gebruikt kunnen worden in gebieden met menselijke recreatie.
- Monitoring is cruciaal om informatie te verkrijgen over de zwaktes in het experimenteel ontwerp van de translocatie die werd uitgevoerd.

In de Champagne Genevoise werd een tweede translocatie van 691 patrijzen uitgevoerd (vrijgelaten in 2009 en 2010), met dezelfde resultaten. Ook hier was de hoge predatiedruk nefast voor de populatie en werden geen gezonde aantallen bereikt. De focus lag bij deze studie op effecten van de pre- en postnatale omstandigheden waarin patrijzen gekweekt worden en hoe impactvol die effecten zijn op de overlevingskansen. De prenatale omstandigheden (genetische stam of voedselvoorziening) hebben weinig impact op de overlevingskansen na vrijlating, maar een onregelmatige postnatale voedselvoorziening verhoogt de overlevingskansen omdat dit meer de natuurlijke situatie benadert. Verder werd er een sterk negatief effect waargenomen van vrijlatingsdatum (september - november) en een kluchteneffect geïdentificeerd. Groepcoördinatie is cruciaal in antipredatorgedrag, waardoor kluchten verschillen in overlevingskansen.

e) Italië (Meriggi et al., 2007; Rosin et al., 2009)

In Italië werd een grootschalige translocatie van patrijs (en rode patrijs) uitgevoerd in de regio Siena, waar de patrijs sinds de jaren '70 uitgestorven was. In de jaren die daarop volgden, werden enkele ondoordachte translocaties uitgevoerd, waarvan geen enkele een positief resultaat had. In 1995 werden grootschalige, doordachte translocaties opgestart in initieel zeven en in 2002 uitgebreid tot negentien regio's. In elke regio werden tussen de 100 en de 1000 patrijzen vrijgelaten per jaar voor een periode van drie jaar. Dit project werd volledig uitgevoerd met gekweekte individuen. Dit was het eerste grote onderzoek in het kader van een metapopulatie-analyse. Connectiviteit en genetische uitwisseling tussen deelpopulaties blijken cruciaal te zijn in het verhaal van een translocatie van patrijs. Aan de hand van *Population viability analysis* en *habitat suitability analysis* werden de optimale regio's gekozen en kon de uitkomst van de populatie gemodelleerd worden aan de hand van belangrijke parameters zoals habitatkwaliteit, connectiviteit, genetische diversiteit, stochasticiteit, etc. Uit de analyses bleek dat de influx van andere individuen noodzakelijk is om een gezonde populatie te behouden. Volgens de strikte richtlijnen kunnen de translocaties niet succesvol gelabeld worden, er zijn te sterke fluctuaties op populatieniveau.

f) Tsjechië (Rymešová et al., 2013)

In Tsjechië werden commercieel gekweekte patrijzen uitgezet in het kader van de lokale populaties aan te sterken. Er zijn te weinig goede bronpopulaties aanwezig om een translocatie van wilde patrijzen te overwegen. Er is weinig informatie bekend over de bijplaatsing zelf, maar er werd onderzoek gedaan naar verschillen in factoren zoals mortaliteit, dispersiegedrag en voortplantingssucces tussen commercieel gekweekte individuen die worden vrijgelaten en wilde patrijzen. Ze resulteren dat het vrijlaten van commercieel gekweekte individuen geen meerwaarde is voor de wilde populaties en de focus dient te liggen bij het verbeteren van de habitat en de overlevingskansen van de nog aanwezige populaties. In het geval van een verzwakte populatie, is het toevoegen van minder aangepaste individuen eerder een risico dan een toegevoegde waarde. De maladaptaties kunnen in de populatie terecht komen en verder verzwakken. Bij de afwezigheid van patrijzen, is het vrijlaten van gekweekte individuen volgens Rymešová D. et al. (2013) wel een meerwaarde, maar enkel wanneer ingezet wordt op habitatmanagement en een aanpassing van landbouwtechnieken.

Algemene conclusies uit literatuur:

Er zijn al vele translocaties van patrijzen uitgevoerd in het verleden, in het kader van wetenschappelijk onderzoek, conservatie of de jacht. De literatuur geeft enkele belangrijke conclusies mee die, indien een plan van aanpak van een translocatie wordt uitgewerkt, mee opgenomen dienen te worden:

- Gedrag is locatiespecifiek en dient mee in rekening genomen te worden wanneer patrijzen verplaatst of vrijgelaten worden. Dit is ook het geval met gevoeligheid voor ziektes en parasieten. Bij hoge aantallen predatoren dient de vrijlating van wilde patrijzen de norm te zijn bij translocaties, omdat gekweekte individuen minder antipredatorgedrag vertonen.
- Predatiedruk en isolatie van populaties zijn sterk limiterende factoren voor de groei van een patrijzenpopulatie en de impact van menselijke verstoring mag niet onderschat worden. Habitatmanagement is cruciaal voor het slagen van een translocatie. Een goede analyse van de populatiedynamiek is noodzakelijk om een translocatie te laten slagen op lange termijn.
- Bijplaatsingen met gekweekte individuen dienen voorzichtig benaderd te worden, genetische maladaptaties uit de kweek mogen niet in de genenpoel van de wilde populatie terecht komen. Patrijzen postnataal aan onvoorspelbare omstandigheden blootstellen verhoogt de overlevingskans na vrijlating.
- De grootste concentratie aan patrijzen in Europa, gesitueerd in Frankrijk, is ook onderhevig aan neerwaartse trends en duurzame jacht is vaak niet meer haalbaar.

9.2 VOORZORGSMATREGELEN TRANSLOCATIE

Frankham et al. (2010) beschrijft een aantal factoren waar rekening mee gehouden dient te worden om een herintroductie een kans op succes te geven:

- Habitatkeuze dient zo optimaal mogelijk te gebeuren. Indien gekweekte individuen worden gebruikt, dienen ze vrijgelaten te worden in een optimaal habitat. Dat habitat moet de habitat van de gevangen individuen waarmee gekweekt is, bevatten, zodat er zo weinig mogelijk verandering in de processen van natuurlijke selectie plaatsvindt.
- De genetische diversiteit van de populatie. Om een hoge diversiteit te verkrijgen, kan het opportuun zijn individuen uit verschillende bronpopulaties te gebruiken voor één

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

translocatie. Dit gaat echter per translocatie bestudeerd moeten worden, aangezien dit per translocatie (en locatie) anders gaat zijn (IUCN/SSC, 2013). In Vlaanderen zijn de populaties genetisch divers genoeg om, op genetisch vlak, slechts één populatie te moeten aanspreken (Deflem et al., 2021). In de praktijk zal dit door de huidige populatiegroottes niet mogelijk zijn.

- Keuze van vrijgelaten individuen: Gezonde individuen met een hoog potentieel op reproductie, een lage inteeltcoëfficiënt en hoge genetische diversiteit krijgen de voorkeur. Verder dienen de verwantschappen tussen de vrij te laten individuen en de populatie waarin ze worden vrijgelaten, mee in rekening gebracht te worden. Individuen dienen niet bij direct verwante individuen geplaatst te worden en direct verwante individuen dienen niet in dezelfde populatie vrijgelaten te worden. Individuen uit gelijkaardige of nabijgelegen habitats hebben een gelijkende genetische basis om op de plek van vrijlating te overleven.
- Het aantal benodigde bronpopulaties.
- Genetisch management van wilde populaties. De achtergebleven populaties dienen voldoende genetische diversiteit en uitwisseling van individuen te behouden na het wegvangen van individuen.

Buner (2009) bevestigt dat de habitat van een projectgebied voor translocatie versterkt moet worden met correcte en permanente structuren, zoals bloemstroken en lage heggen zonder, indien mogelijk, hoge bomen. Om kans op succes te verhogen, raadt Buner (2009) aan om gebieden te kiezen met zo weinig mogelijk predatoren en menselijke (vrijtijds)activiteiten. Buner et al. (2005) stelt dat voor een vrijlating minimum 6% van het gebied moet bestaan uit optimaal habitat voor patrijzen.

Vrijgelaten patrijzen zijn meer vatbaar voor predatie, waardoor predatorcontrole nodig is om een vrijlating zinvol te maken (Browne et al., 2009). Indien geen predatorcontrole plaatsvindt, is de kans reëel dat 60-90% van de vrijgelaten individuen gepredeerd worden. Bro, Reitz & Clobert (2000) toont dat de overleving van hennen cruciaal is voor de overleving van de populatie. Het zijn net die hennen die vatbaar zijn voor predatie op het nest (Laux et al., 2023).

9.3 HERKOMST VAN GETRANSLOCIEERDE INDIVIDUEN EN METHODES TRANSLOCATIE

Om de zelfredzaamheid van getransloceerde populaties te kunnen evalueren, is het nodig om het broedsucces van verschillende technieken te bestuderen (Buner & Schaub, 2008). Ook uit eerdere pogingen in Europa (sectie 9.1) wordt het heel duidelijk dat de herkomst van de uitgezette dieren een belangrijke factor is en mede het succesniveau van een translocatie bepaalt. Twee uiterste vormen van herkomst zijn zuiver wilde individuen en zuiver gekweekte individuen. De zuiver wilde individuen zijn gevangen in het wild en elders weer vrijgelaten. De zuiver gekweekte individuen zijn van commerciële oorsprong uit kwekerijen. Er zijn een aantal mogelijke tussenvormen waarbij wel gekweekt wordt met wilde individuen en de gekweekte jongen bij wilde individuen worden geplaatst, zogenaamd “fostering” (pleegvoogdij). Daarvoor bestaan verschillende methodes.

In Browne et al. (2009) worden verschillende voorbeelden van eerdere introducties besproken en bekeken welke methoden zinvol zijn en welke niet. Er wordt besproken hoe de kuikens dienen op te groeien om een zo hoog mogelijke overlevingskans te hebben. Deze informatie wordt gecombineerd met informatie over het aanleggen en voorzien van een optimaal habitat en over predatorcontrole. De maatregelen hebben individueel niet veel impact maar samen een



grote, positieve impact. De eerste methodes die gebruikt werden om patrijzen te kweken voor uitzet waren het *Euston* systeem, *French of Continental* systeem, *Montebello* systeem en traditionele handkweek van patrijzenkuikens. Ondertussen zijn er andere systemen in voege of er werden aanpassingen aan de genoemde systemen uitgevoerd. Zo is er het zogenaamde "*modified Montebello*" systeem waarbij kuikens bij hun ouders in gevangenschap opgroeien, in een hok met geschikt habitat. Het koppel en de kuikens worden samen vrijgelaten als de kuikens 6 weken oud zijn, om kuikensterfte door voedseltekort te vermijden. Browne et al. (2009) beschrijft *fostering* van gekweekte kuikens aan wilde paren als de meest gebruikte methode. Eieren worden ofwel uitgebroed en grootgebracht door bantamkippen, ofwel uitgebroed in een incubator en grootgebracht in een broedmachine. Kuikens worden op een leeftijd van 6-8 weken in broedsels van 10-15 individuen in kleine hokken gezet om te verhuizen naar het territorium van een wild paar zonder jongen. Een gemakkelijker systeem dat eerder voor afschot dient is de "*Modern-day rearing and releasing*" waarbij gekweekte broedsels worden vrijgelaten, wat resulteert in hoge mortaliteit en mogelijk negatieve effecten op de wilde populatie. Enorm hoge aantallen zijn nodig om met deze methode een populatie te behouden. De *Edmonthorpe* methode daarentegen brengt voldoende vogels aan zodat er nog op geschoten kan worden terwijl de wilde populatie wordt ondersteund. Eieren van wilde patrijzen worden uitgebroed door kippen om een broedvoorraad of "*captive breeding stock*" te produceren. De *stock* wordt in paren gehouden en alle geproduceerde eieren worden uitgebroed in een incubator en na 2 weken worden de kuikens terug bij de ouders gezet. Als de kuikens 8 weken oud zijn, worden ze samen met hun ouders buiten in gevangenschap gezet met een geschikt habitat. Na enkele dagen worden ze vrijgelaten. De *captive breeding stock* wordt jaarlijks vervangen door uitgebroede jongen of individuen vanuit nieuwe wilde eieren. De *François Hughes* methode vertrekt vanuit een *captive breeding stock* van wilde patrijzen en houdt ze in hokken met begroeiing. Jaarlijks worden er opnieuw wilde individuen bijgeplaatst om de *stock* zo wild mogelijk te houden. Paren worden samen met hun jongen vrijgelaten als een echte klucht.

Buner & Schaub (2008) vergeleek de efficiëntie van drie verschillende translocatie technieken in een herintroductieproject van patrijzen in Zwitserland met als doel een populatie van 20 adulten te hebben in mei. De drie technieken hadden elks patrijzen met een andere oorsprong, met (1) adulte wilde patrijzen, (2) gekweekte adulten in familiegroepen en (3) gekweekte kuikens vrijgelaten bij wilde paren (*fostering*). De eerste groep bestond uit wilde adulten gevangen in Duitsland en Tsjechië in februari. Ze werden in hokken geplaatst tot hun vrijlating in april, om predatie in de winter te vermijden. Ze vormden direct paren met elkaar of eerder vrijgelaten patrijzen. De tweede groep bestond uit gekweekte individuen die in december of januari vrijgelaten werden om samen als klucht te leven, in de hoop dat ze in groep makkelijker aanpassen aan predatoren dan in paren. De derde groep bestond uit gekweekte kuikens, grootgebracht door ouders in gevangenschap. Ze werden in augustus, wanneer ze 5-8 maanden oud waren, vrijgelaten bij wilde paren die zelf geen eigen legsel hebben kunnen uitbroeden. Daarnaast was er een controlegroep die bestond uit nakomelingen van eerder succesvol geïntroduceerde patrijzen.

Alle patrijzen werden in het onderzoek van Buner & Schaub (2008) minstens een maand voor vrijlating in quarantaine geplaatst. Elke groep werd in een buitenhok naast het onderzoeksgebied geplaatst van 4 x 10m met kort gras, zandige stukken en kale grond met gras-tussocks en takkenhopen om te schuilen. Als voeding kregen ze een mengeling van zaden en pellets met lage dosis Flubenol om parasitaire infecties te vermijden. De dag voor vrijlating werden de patrijzen geringd en in andere hokken geplaatst in het onderzoeksgebied. In de ochtend werden ze vrijgelaten, allen in een gezonde toestand, bevestigd door een dierenarts. De onderzoekers

gebruikten voor de dimensies van de hokken en de selectie van de projectgebieden de instructies van Game Conservancy Limited (1996).

Wilde patrijzen vangen en vrijlaten

Het succes van herintroducties is zeer variabel, maar is in het algemeen hoger wanneer gebruik wordt gemaakt van wilde individuen (Browne et al., 2009). De techniek is ook het meest efficiënt, op voorwaarde dat er een goede bronpopulatie voorhanden is. Het succes van een translocatie neemt toe naarmate het aantal vrijgelaten individuen en met herhaling van vrijlatingen over meerdere jaren verspreid (IUCN/SSC 2013). Buner & Schaub (2008) berekende dat er slechts 24 wilde patrijzen getransloceerd moeten worden om het doel van 20 individuen in mei te bereiken. Ondanks de efficiëntie ervan, raden Buner & Schaub (2008) de translocatie van wilde patrijzen af. Translocaties van wilde individuen kunnen een negatief effect hebben op bronpopulaties, zeker in Vlaanderen waar patrijzen kwetsbaar is. In de richtlijnen voor herintroducties en andere translocaties (IUCN/SSC 2013) staat te lezen dat:

- Dieren in de bronpopulatie stress kunnen ondervinden van het weghalen van individuen.
- Het optimale aantal een *trade-off* zal zijn tussen de impact op de bronpopulatie en het verkleinen van het risico op willekeurige effecten van een kleine populatie en gebrek aan genetische diversiteit van de getransloceerde populatie, waardoor de populatie zich niet kan vestigen.
- Het nuttig zou kunnen zijn om niet-levensvatbare populaties te gebruiken als bron.

Wilde patrijzen hebben in hun tweede kalenderjaar een groter sterfterisico dan oudere patrijzen (Rymešová et al. 2012). De leeftijd van de vrijgelaten individuen kan dus een belangrijke rol spelen in de overlevingskansen. De weggevangen individuen moeten getest worden op ziektes en parasieten (IUCN/SSC 2013). De stressreactie van wilde patrijzen op vangst, transport en vrijlating werd nog niet uitvoerig bestudeerd, enkel die van gekweekte individuen. Verder onderzoek naar de stressreactie en de beste manier om wilde patrijzen te vangen, vervoeren en vrij te laten, kan translocaties een grotere slaagkans geven.

Als er ergens in Vlaanderen afgezonderde populaties bestaan die dreigen te verdwijnen door te lage aantallen, verandering van ruimtelijke inrichting of andere onomkeerbare redenen, kunnen deze populaties gebruikt worden om wilde individuen te transloceren. Ze kunnen ook gebruikt worden in een kweekprogramma.

Gekweekte patrijzen

Zuiver gekweekte soorten hebben lage overlevingskansen in het wild door maladaptaties (Randi 2008), een gevolg van meerdere generaties in gevangenschap te leven, alsook door de afwezigheid van het natuurlijke leerproces in natuurlijke omstandigheden (Buner & Schaub, 2008). Het gevolg zijn slecht aangepaste dieren aan natuurlijke omstandigheden. Rymešová et al., 2013 beschrijft dat gekweekte patrijzen meer voorkomen aan de randen van velden, braakliggend terrein, naast industriële gebouwen en omheiningen. Deze lineaire structuren worden ook door predatoren gebruikt. Gekweekte patrijzen die toch overleven tonen zich significant vaker tussen de gewassen dan aan de randen. De vrijgelaten individuen foerageren vaker doorheen de dag, terwijl wilde patrijzen foerageren bij zonsopgang en -ondergang. Bij kruisingen tussen gekweekte en wilde patrijzen kunnen de maladaptaties zich door introgressie verspreiden in de populatie, met fitnessverlies als gevolg (Randi 2008), wat een bedreiging vormt voor conservatiedoelstellingen.

Gekweekte juvenielen hebben een zeer lage overlevingskans, vertonen na het vrijlaten verdere dispersieafstanden dan wilde individuen en hebben slechts een kleine kans op een succesvolle



voortplanting als ze überhaupt de winter overleven (Buner et al., 2011). Bij het uitzetten van volwassen commercieel gekweekte patrijzen, is de overlevingskans van hennen groter dan hanen, in contrast met wilde hanen, die een grotere overlevingskans hebben dan wilde hennen (Rymešová et al., 2013). Daarbij komt dat commerciële hennen wilde hanen prefereren en wilde hennen commerciële hanen ontwijken. In het onderzoek van Rymešová et al. (2013) overleefde geen enkele van de 15 paren van gekweekte afkomst tot aan het einde van de eierlegperiode. Drie koppels van commercieel gekweekte hennen met wilde hanen overleefden deze periode wel, maar de drie hennen werden nog voor het einde van de incubatieperiode gepredeerd. De nesten met wilde hennen waren wel succesvol met een stijgend succespercentage van 13,6% in 2009, 28,6% in 2010 en 40,0% in 2011. Hieruit zou geconcludeerd kunnen worden dat als er overwogen wordt om gekweekte volwassen individuen bij te plaatsen, dat best enkel met hennen gebeurt. Met de kanttekening dat er sowieso een hoge mortaliteit bestaat bij kweek. Het uitzetten van adulten uit commerciële kweek blijkt geen effectieve methode te zijn voor conservatiedoeleinden. Het is een methode met de laagste overlevingskansen en het laagste broedsucces (Buckley et al. 2012, Buner & Schaub 2008, Buner et al., 2011, Homberger et al. 2014, Rymešová et al. 2013).

Kweken met wilde individuen is ook geen ideale oplossing. Wilde individuen waarmee gekweekt wordt, passen zich niet goed aan in gevangenschap en zijn meer vatbaar voor ziektes, zijn nerveus, leggen kleinere legfels en leggen later eieren. Dit kan wel verbeterd worden met aangepaste kooien en schuilmogelijkheden (Browne et al., 2009). Bij herhaalde bijplaatsingen, bijvoorbeeld in de nasleep van een herintroductie, dient steeds op gelet te worden dat de gebruikte individuen nog genetisch gezond zijn. Hoe langer individuen in gevangenschap gekweekt worden, hoe sterker ze genetisch van wilde populaties verschillen door natuurlijke selectie (Frankham et al., 2010). Wanneer bijplaatsingen gedaan worden, kunnen de maladaptaties in de wilde populatie terechtkomen (Meriggi et al., 2007).

Fostering

Uit het onderzoek van Buner & Schaub (2009) blijkt dat de overlevingskansen van de *foster*-jongen vergelijkbaar zijn met in het wild geboren patrijzen en getransloceerde volwassen wilde patrijzen, terwijl de overlevingskansen van uitgezette gekweekte adulten significant lager waren. Daarnaast hebben de *foster*-jongen en wilde individuen een langere levensverwachting en hebben de overlevenden dus meer ervaring en een hoger broedsucces of, als broeden niet lukt, de mogelijkheid om *foster*-ouder te worden. Met predatie als hoofdoorzaak van sterfte hebben de getransloceerde wilde individuen het voordeel dat ze vertrouwd zijn met predatoren. De *foster*-jongen hebben baat bij het opgroeien tussen ervaren ouders om predatoren te ontwijken en de juiste habitat op te zoeken. Gekweekte patrijzen ondervinden daarentegen nadelen aan het opgroeien in gevangenschap, waaronder minder kans op het ontsnappen van predatoren door uitstel van vluchtgedrag, habitatkeuze en eet- en rustgewoonten (Rymešová et al., 2013).

Buner & Schaub (2008) concluderen dat *fostering* van gekweekte kuikens het beste alternatief is bij vrijlatingen (indien er geen wilde individuen beschikbaar zijn) omdat het geen negatieve impact heeft op de wilde patrijzenpopulatie. Het is ook efficiënter dan het gebruik van commercieel gekweekte adulten, omdat er tweemaal zoveel gekweekte adulten vrijgelaten moeten worden dan *foster*-jongen om het jaar erop hetzelfde aantal potentiële broedgevallen te hebben (Buner & Schaub, 2008). In het beste geval zijn de kuikens gekoppeld aan reeds bestaande wilde paren in het projectgebied, maar als die niet bestaan kunnen gekweekte adulten geïntroduceerd worden in kluchten in de herfst om in de volgende zomer *foster*-kuikens op te vangen (Buner 2009).

9.4 NAZORG

Na het opstarten van een translocatie en het vrijlaten van patrijzen, is het noodzakelijk de in voegen gebrachte maatregelen in stand te houden. De habitat dient optimaal beheerd te worden en beheerovereenkomsten kunnen daarbij helpen. Predatoren worden gemonitord in het gebied en indien nodig wordt predatorcontrole uitgevoerd om de populatie verder te helpen ontwikkelen (Tapper et al., 1996). Een cruciale vraag is of de jacht nog een plaats heeft in conservatieprojecten bij kwetsbare soorten.

Beheerovereenkomsten (habitatmanagement)

Na het uitvoeren van een translocatie, is het belangrijk dat habitatbeheer de kwaliteit en kwantiteit van de habitat waarborgt. Dit kan gerealiseerd worden aan de hand van langdurige beheerovereenkomsten met de landeigenaar, waarin die zich engageert het nodige biotoop volgens richtlijnen te beheren. In vele landen worden dergelijke overeenkomsten, waar voor de landeigenaar een financiële kost aan vast hangt, vergoed door subsidies. De *Game & Wildlife Conservation Trust* is de hoofdverantwoordelijke voor het inrichten van acties voor het herstel van de patrijs in de UK. Ze zetten hard in op het motiveren van landbouwers en landeigenaars om de patrijzen op hun terreinen te ondersteunen met gerichte maatregelen en hun de gepaste subsidies hiervoor te bezorgen (Ewald et al., 2012). Voor 2008 was er een subsidie die werd uitgekeerd aan boeren die stukken land niet beplanten met gewassen (set-aside-principe) en werden nationaal grote oppervlaktes aan ingericht habitat gehaald. Na 2008 werd de subsidie geschrapt en zagen ze nationaal de oppervlakte bijna meteen terugvallen naar nul (Aebischer & Ewald, 2010). Ook de boeren in Ierland werden het meest gemotiveerd om maatregelen voor de patrijs te nemen door geld en professionele begeleiding (Buckley et al., 2021). Verder is samenwerking tussen landbouwers noodzakelijk om grote oppervlaktes aan habitat te beheren. Zo werden er in Nederland en UK collectieven opgestart om de PARTRIDGE-projecten te beheren. Concreet gaat het over aangepast maai-beheer (respecteren maaidata) om maaislachtoffers te vermijden, het inrichten van bloemenblokken, keverbanken of onbeheerde zones. Een strook van een voor akkervogels waardevolle teelt zoals granen, kolen, quinoa inzaaien aan de akkerrand verlaagt de drempel voor landbouwers om gunstig beheer toe te passen.

Jagers hebben er ook baat bij om zo een duurzaam mogelijk beheer en afschot toe te passen. De jacht- en natuurverenigingen kunnen mee worden opgenomen in de beheerovereenkomsten. Samenwerking met alle stakeholders naar het gezamenlijk doel is noodzakelijk om een translocatie te laten lukken. Verder is het noodzakelijk dat de beheerovereenkomsten voldoende lang worden gevolgd, zodat getransloceerde individuen zich kunnen vestigen en de kans krijgen om een gezonde populatie tot stand te brengen.

Predatorcontrole

Verhoogde predatie is een gevolg van de achteruitgang van de habitatkwaliteit, ecologische vallen en in geval van gekweekte individuen de afwezigheid van het antipredatorgedrag. De nood aan predatorcontrole kan op voorhand vermeden worden door een zo optimaal mogelijke locatie te selecteren voor een translocatie en aan de hand van gericht habitatmanagement kan predatorcontrole al dan niet nodig zijn. Gottschalk & Beeke (2014) toonde in Duitsland aan dat het verbeteren van habitatkwaliteit zonder predatorcontrole kan zorgen voor een stabiele populatie en herstel na strenge winters. De grootte van de populatie groeide evenredig met de oppervlakte van bloemenblokken. Bredere structuren bieden daarbij meer veiligheid, zoals ook gevonden werd door Laux et al. (2023).



Tapper et al. (1996) toonde via een experiment in Engeland aan dat het bejagen van alle predatoren in het onderzoeksgebied na drie jaar driemaal zoveel broedparen waren dan een nabijgelegen controlegebied.

Het *Grey Partridge Restoration Project* werd opgestart in 2002 in Hertfordshire, waar een landbouwgebied van 2307 ha als proefproject werd ingericht om de impact van diverse factoren op de patrijzenpopulaties te bestuderen. Het gebied werd in twee verdeeld, met een testgebied en een referentiegebied om resultaten te kunnen vergelijken. In het testgebied werd aan predatorcontrole gedaan (vos, ekster, hermelijn, bruine rat en kraai) door afschot en wegvangst. Er was intens habitatbeheer met de aanleg van nestgelegenheden, schuilgelegenheden voor kuikens en winterhabitat. Gedurende de winter werd er bijgevoerd. Dit project is een goed voorbeeld van hoe predatorcontrole werkt. De populatie nam sterk toe en behaalde stabiele aantallen. In een vergelijkbaar project (Salisbury) werd enkel aan predatorcontrole gedaan, zonder habitatmanagement en daar werd maar de helft van de populatieaantallen gehaald in vergelijking met de *Grey Partridge Restoration Project* (Ewald et al., 2012).

Er werd in 2003 nog een populatiestudie opgestart in Sussex, waar predatorcontrole een van de belangrijkste factoren was die onder de loep werden genomen. Predatorcontrole is zinvol, maar veel effectiever wanneer het wordt uitgevoerd in combinatie met habitattherstel en het vermijden van het gebruik van pesticiden. Anders is predatorcontrole geen duurzame herstelmaatregel om te hanteren (Ewald et al., 2012). Predatorcontrole kan zorgen voor de overname van een mesopredator die de plek in het voedselweb overneemt en op patrijzen begint te prederen (Roos et al., 2018; Stantial et al., 2021). Er zijn mogelijke gevolgen van predatorcontrole die niet voorspeld of gekend zijn.

Laux (PhD; Hoofdstuk 2) heeft aangetoond dat specifieke predatoren patrijzen ontmoeten in de habitattypes die ze zelf het meest gebruiken. Bijvoorbeeld de vos, die gebruikt heggen om zich doorheen het landschap te verplaatsen. Een toevallige ontdekking van een patrijzennest zal door de vos gepredeerd worden. Indien een analyse van de aanwezige predatorpopulaties in de omgeving van mogelijke translocaties wordt uitgevoerd, kunnen de ontwikkelde landschapselementen ten voordele van de patrijs worden aangepast aan de predatorpopulaties. Patrijzen zijn zelf geen hoofdfocus als prooi van predatoren door hun lage densiteit (Laux, PhD Hoofdstuk 1; Panek, 2013). Wanneer een grote vossenpopulatie aanwezig is, kan gekozen worden voor beperkte ontwikkeling van heggen, maar een grotere focus liggen op het aanleggen van brede bloemenblokken. Laux (PhD, Hoofdstuk 3) bespreekt ook de mogelijkheid om predatoren af te leiden van de aanwezigheid van patrijzen in het landschap door de ruimtelijke afmetingen van de habitats aan te passen. De breedte van het nesthabitat is één van de belangrijkste *trade-offs* in het minimaliseren van predatierisico. Bredere habitats verlagen het predatierisico van nesten en hennen die op het nest zitten. Dergelijke maatregelen zullen nooit het predatierisico neutraliseren, maar kunnen dit sterk verlagen met een groei in de patrijzenaantallen tot gevolg.

Bij rode patrijzen werd onderzoek gedaan naar een aangeleerde afkeerreactie bij vossen door hen imitatieprooien te voederen die geïnoculeerd werden met chemische stoffen die ziekte, braken en/of diarree veroorzaakten. Er werd geobserveerd dat 78% vossen voor de rest van het broedseizoen wegbleven van de nesten van rode patrijzen. Bij anderen was een tijdelijke aversie aanwezig van 20 - 46 dagen (Tobajas et al., 2020). Andere vormen van predatiecontrole werden niet teruggevonden in de literatuur.



De voorkeur dient eerst uit te gaan naar correct habitatmanagement, passieve predatorcontrole en monitoring van de vrijgelaten individuen. Door een voorafgaande inventarisatie van de omgeving, wordt een beeld gecreëerd van de predatorpopulaties in de directe omgeving. Aan de hand van die informatie kan het beheer en de inrichting van de habitat geoptimaliseerd worden. Tracking van de populatie na vrijlating is noodzakelijk om de impact van predatoren direct op te volgen. Zo kan overgeschakeld worden naar een actieve predatorcontrole wanneer het sterfteeaantal hoog is. De nood en impact van predatorcontrole kan voorspeld worden aan de hand van computermodellen (*Population Viability Analysis*, zie verder), waardoor doelgericht aan predatorcontrole gedaan kan worden (De Leo et al., 2004).

Jacht op patrijs

De vraag dient gesteld te worden of dat jacht op een populatie na een translocatie wel opportuun is. Er wordt veel tijd, moeite en middelen gestoken in de conservatie van een soort om lokaal een stabiele populatie te verkrijgen en dan wordt de populatie door jacht verder onder druk gezet. Er zijn voorbeelden van projecten waar de jacht hervat werd na het bereiken van een stabiele populatie. In een onderzoeksgebied in Sussex is in slechts zeven jaar tijd de bijna uitgestorven patrijs naar een populatie gegaan die duurzaam jagen mogelijk maakt (Ewald et al., 2012), inclusief habitatmanagement en predatorcontrole. De *Game & Wildlife Conservation Trust* zet als benchmark minstens 20 paren in de herfst per km² om in het najaar te mogen jagen (Aebischer & Ewald, 2010). Dat is de densiteit om een duurzame populatie van 4,5 paren per 100 ha te behouden, rekening houdend met natuurlijke, jaarlijkse verliezen. Indien dit aantal niet gehaald wordt, is er niet voldoende recuperatie mogelijk binnen de populatie en wordt jacht afgeraden. In de herfst nog van paren spreken is wat omslachtig, aangezien patrijzen dan in kluchten leven. Men kan het aantal reproducerende vrouwtjes tellen, wat tastbaarder is. Kalkhoven et al. (1995) zet 20 reproducerende vrouwtjes per 500 ha met een hoge kwaliteit aan leefgebied als streefdichtheid voor een gezonde kernpopulatie (komt overeen met 4 paren per 100 ha). De grens van 20 reproducerende vrouwtjes per 500 ha werd overgenomen in het SBP akkervogels en wordt toegepast in dit rapport. Om een duurzame populatie te behouden, kan na translocatie jacht pas toegelaten worden bij aantallen hoger dan 4 paren per 100 ha.

Net zoals bij predatorcontrole, kan de impact van de (gecontroleerde) jacht via computermodellen voorspeld worden. Via een *Population viability analysis* of populatielevensvatbaarheidsanalyse kan het effect van de jacht op de populatie bekeken worden en kunnen toekomstscenario's weergegeven of de populatie jacht kan overleven of niet (De Leo et al., 2004).

In de UK is de jacht een groot onderdeel van de landbouwcultuur, wat in enkele proefprojecten sterk naar voren komt. Het motiveren van landbouwers tot habitatherstel aan de hand van subsidies, in combinatie met de mogelijkheid om na enkele jaren inspanningen een duurzame patrijzenpopulatie te verkrijgen zodat de jacht terug kan plaatsvinden zonder achteruitgang van de populatie. Dit is de ultieme motivatie voor de jagers/landbouwers in de UK, die plezier halen uit het bejagen van de patrijs, subsidies krijgen voor hun inspanningen en de geschoten patrijzen kunnen verkopen (Ewald et al., 2012). Anders zouden heel weinig projecten in de UK worden opgestart in functie van de patrijs.

Kan er in een omgeving waar patrijs werd getransloceerd, gejaagd worden op ander jachtwild? Tijdens het *Grey Partridge Restoration Project* mocht er voor 4 dagen geschoten worden op rode patrijs en fazant. Er is druk aanwezig op de patrijs door het loslaten en schieten van rode patrijs, wat veel voorkomend is in de UK. De praktijk heeft uitgewezen dat bij de jacht op rode patrijzen ongewild bijschot van patrijs plaatsvindt door de gebruikte jachttechnieken (Potts, 2012). Bij een voldoende grote populatie betreft dit slechts enkele procenten van de populatie. Echter, bij een

kleine, onstabiele populatie is dit afschot een probleem. Het schieten van enkele individuen uit een kleine populatie is een disproportioneel verlies. Er wordt een benchmark van 20% gehanteerd. Wanneer 20% van de kleine populatie geschoten wordt, kan de populatie onstabiel worden, met risico op uitsterven. Bij populatiestudies van patrijs werd de impact van het vrijlaten en de jacht op rode patrijs bekeken. Er werd nationaal geen impact ontdekt van het bijkomende afschot tijdens de jacht op rode patrijs. Dit kan verklaard worden door bijkomende maatregelen die getroffen worden om habitat te creëren voor rode patrijs in gebieden waar de soort bejaagd wordt. De negatieve effecten van het afschot van patrijs worden hierdoor tenietgedaan (Ewald et al., 2012).

9.5 MONITORING

Opvolging van de populatie

Monitoring van een translocatie is cruciaal om een translocatie te laten slagen (IUCN, 2013). De monitoringsmethoden worden geselecteerd op basis van de volgende vragen:

- Aan de hand van welke factoren wordt het succes van de translocatie gemeten en wordt het uiteindelijk als geslaagd of gefaald bestempeld?
- Welke data dient verzameld te worden aan de hand van welke methode of protocol?
- Wie zal de data verzamelen en de opvolging van de translocatie waarborgen?
- Wie is er verantwoordelijk om de vooruitgang van de translocatie te rapporteren aan de belanghebbende partijen?

Tijdens de monitoring wordt de wintermortaliteit bekeken, het broedsucces en de overleving van de kuikens (Buner, 2009). Hiervoor wordt minstens één lente- en één herfststelling uitgevoerd. Uit deze tellingen moet duidelijk worden waar er mogelijke zwaktes in het project optreden. Bij de meeste translocatieprojecten loopt de monitoring 3-5 jaar na de vrijlating, maar dit is projectafhankelijk. De methode van monitoring dient gekozen te worden in functie van het succes van de translocatie en de middelen voor handen. Zo zijn individuen met radio-tags makkelijker te monitoren, maar de tags hebben een effect op de overlevingskansen van de patrijzen (Homberger et al., 2021). Visuele monitoring aan de hand van verschillende methodes bijvoorbeeld mapping (Blondel 1969; Pépin 1983; Sarà, M., 1989; Meriggi et al., 2007), broedvogelinventarisaties met afspelen van de roep van een haan met visuele identificaties van gekleurde ringen, opvolging aan de hand van warmtekijkers met visuele identificaties van gekleurde ringen, ... Er zijn verschillende wegen die bekeken kunnen worden als het patrijzentranslocaties betreft. Patrijzen zijn van nature moeilijk waarneembaar, bij een visuele waarneming zal een identificatie van pootringen niet altijd mogelijk zijn, zeker niet in het groeiseizoen. Zelfs bij het afspelen van hun roep krijg je soms enkel het kopje van een haan te zien en tonen hennen zich amper. De monitoring dient in het kader van de bijbehorende onderzoeksvraag bekeken te worden. Bij een translocatie *an sich* is persoonlijke identificatie niet van belang, maar mogelijk wel voor het bijhorende wetenschappelijk onderzoek naar successen.

Traceerbaarheid van individuele patrijzen

Individuele opvolging van patrijzen bij een translocatie kan via unieke kleurencombinatie met drie plastic ringen of via een radio-tag die via telemetrie getrackt kan worden. Soms wordt een combinatie van beide methoden toegepast (Homberger et al., 2021). Homberger et al. (2014) heeft tijdens een studie alle individuen van een drie metalen ringen en drie plastic gekleurde ringen voorzien en 485 patrijzen werden vrijgelaten met een radio-tag (aan een ketting rond de nek, volgens richtlijnen van de IUCN (2009)). Met gekleurde ringen moet opgepast worden, wat zichtbaar is voor de mens, is zichtbaar voor predatoren (IUCN, 2009).



Een radio-tag kan het sociale gedrag in kluchten, alsook de zichtbaarheid voor predatoren beïnvloeden. Homberger et al. (2021) liet 1385 patrijzen vrij waarvan 871 een radio-tag (ketting rond de nek) bevestigd hadden gekregen, anderen gekleurde ringen en bestudeerden de verschillen tijdens de twee opeenvolgende broedseizoenen. Specifiek werd gekeken of een radio-tag de overlevingskansen van de patrijzen beïnvloedt (en of dit verschilt tussen levensstadia). De overleving van kluchten werd met elkaar vergeleken en of verschillen door radio-tags veroorzaakt werden. Verder werd onderzoek gedaan naar het effect van de vrijlatingsdatum en of individuen benadeeld worden door de plaatsing van radio-tags door een *tagging* gevolgd door een vliegexperiment in gevangenschap op individuele stressniveaus (corticosterone, conditie en *take-off* performance).

Uit het onderzoek kwam naar voren dat patrijzen effectief negatief beïnvloed worden door radio-tags, voornamelijk tijdens de winterperiode. Dit werd gelinkt aan minder effectief antipredatorgedrag zoals vluchtgedrag. Dergelijke negatieve impact werd in het verleden reeds waargenomen voor radio-tags rond de nek (Bro et al., 1999), maar ook voor tags die op de rug werden bevestigd (Putala et al., 1997). Een Rappole-harnas dat bevestigd wordt aan de achterpoten lijkt niet bestudeerd te zijn in verband met negatieve gevolgen voor de patrijzen (Buner et al., 2005; Buner & Schaub, 2008).

De kluchten toonden verschillende overlevingskansen, wat mogelijk door de samenstelling radio-tags veroorzaakt werd. De vrijlatingsdatum had ook een negatieve impact op de overlevingskansen. Hoe later de patrijzen werden vrijgelaten, hoe kleiner de overlevingskansen. Tijdens een translocatie dient de overweging gemaakt te worden, of individuen die al een kleine overlevingskans hebben, het moeilijker moeten maken zodat ze getrackt kunnen worden. Het uiteindelijke doel is het ontwikkelen van een stabiele populatie, de individuele opvolging is een bijzaak. Er kan gekozen worden voor een meer indirecte opvolging van de individuen/kluchten/populatie via sporen en informatie vanuit de omgeving (IUCN 2009).



10 PLAN VAN AANPAK VOOR TRANSLOCATIE VAN PATRIJS IN VLAANDEREN

Alle bovenstaande informatie moet ons helpen een duidelijk, concreet antwoord te geven op de vragen: hoe wordt een aanvraag tot afwijking op de translocatie van jachtwild geëvalueerd en welke voorwaarden hangen daar aan vast? Is een translocatie van patrijzen zinvol in het Vlaams landschap? Gaat een herintroductie of bijplaatsing nuttig zijn om de achteruitgang van patrijs tegen te houden of is dit mogelijk met andere maatregelen zoals habitatmanagement alleen? Wat is cruciaal om afname van patrijs tegen te houden? Is de Vlaamse patrijs genetisch gezond of zijn er aanwijzingen van genetische achteruitgang in de populaties? Is er voldoende dispersie mogelijk in het Vlaams landschap of houdt een sterke versnippering dispersie tegen? Wat zijn de conservatiemaatregelen die genomen kunnen worden die de grootste meerwaarde hebben voor het behoud van de patrijs in Vlaanderen?

Het plan van aanpak vormt een antwoord op de vragen met als antwoord een sterk doordacht translocatieplan dat uitgebreid wordt beschreven in hoofdstukken 10.1 tot 10.8. Een eerste stap is een analyse van de socio-economische factoren en het opstellen van voorwaarden. Een goede voorspelling van de haalbaarheid van het project heeft een financieel voordeel. Verschillende scenario's uitproberen in het wild zijn financieel minder interessant.

De habitatkwaliteit is essentieel om een translocatie te overwegen en bepaalt mee de mogelijke locaties van translocaties. Ontwerpkaarten met prioritaire zones voor akkervogels zijn beschikbaar in Vlaanderen en een **habitatgeschiktheidsanalyse**, HGA (Eng. *Habitat Suitability Analysis, HSA*) kan mede bepalen waar er al geschikt habitat is voor patrijs, welke maatregelen nog dienen genomen te worden, of welk habitatmanagement nog nodig is om de locatie te optimaliseren.

Daarna wordt het type translocatie bepaald, bijzet of herkolonisatie (herintroductie), afhankelijk van de gekozen locatie. Afhankelijk van de keuze wordt de herkomst en parameters van de te transloceren patrijzen onderzocht.

De doelstellingen van de translocatie moeten uitgeschreven worden en dat wordt samen met de parameters van bovenstaande stappen in een **populatielevensvatbaarheidsanalyse** (Eng. *Population Viability Analysis, PVA*) gestoken als haalbaarheid- en risicoanalyse. Het kan niet alleen locatie bepalen, maar ook maatregelen opstellen en de impact berekenen op bronpopulaties.

Ten slotte wordt gelet op de nazorg van de habitat en van de resulterende patrijzenpopulatie, inclusief predatorcontrole en eventuele herneming van jacht op patrijs. Monitoring van de resulterende populatie is cruciaal om het succesniveau van de translocatie te bepalen en nazorg bij te sturen.

10.1 SOCIO-ECONOMISCHE FACTOREN VAN TRANSLOCATIES

Socio-economische factoren moeten mee in rekening genomen worden, zoals de impact op de landbouwers. Patrijs is een akkervogel en habitatmanagement ten voordele van een translocatie zal een impact hebben op de landbouwers/eigenaars van de percelen. Hier dient een financiële compensatie aan vast te hangen voor de oppervlakte die niet gebruikt kan worden, de inrichting die plaatsvindt en de moeite. Goede afspraken in een beheerovereenkomst (maidata, jaarlijkse



oppervlakte die voor de patrijs wordt ingericht, geen gebruik van pesticiden, ...) samen met bijhorende subsidies zorgen voor een wederzijds voordeel. Een tijdelijk jachtverbod op patrijs na een translocatie geeft geen aanleiding tot een financieel verlies. De soort mocht voordien waarschijnlijk ook niet bejaagd worden, of zeer beperkt.

Goede communicatie naar de buurt over het project zorgt voor een draagvlak, met goede monitoring zodat er geen verstoring plaatsvindt. De patrijs is een geliefde vogelsoort die graag gezien wordt en heeft geen negatieve impact op de landbouw. Verder kan een translocatie voordelen hebben op vlak van educatie over de versnipperde habitat in Vlaanderen of een verhoogde natuurbeleving creëren. Communicatie van de resultaten van een translocatie van patrijs zal met alle belanghebbende gebeuren, zijnde de omwonenden, landbouwers, natuurverenigingen, jachtverenigingen, ...

Een exitstrategie is een belangrijk onderdeel van het plan van aanpak. Wanneer de opvolging uitwijst dat het project niet succesvol of haalbaar is, moet de beslissing om ermee te stoppen kunnen genomen worden.

10.2 HABITATKWALITEIT EN LEEFGEBIED IN VLAANDEREN

In Vlaanderen is de habitatkwaliteit aan het achteruitgaan en dat vertaalt zich naar een achteruitgang van patrijzen voor redenen die hierboven besproken werden. Om een herstel van de patrijzenpopulaties te kunnen opstarten, is een analyse van de huidige habitat en het potentieel dat in het Vlaamse landschap ligt aan de orde. De grootste aantallen patrijs zijn aanwezig in West-Vlaanderen en het zuiden van Oost-Vlaanderen. De staat van de Vlaamse patrijzenpopulaties wordt geanalyseerd en in de nieuwe broedvogelatlas begin 2026 gepubliceerd. Die data kan in verdere analyses gebruikt worden. Op basis van de vorige broedvogelatlas (2000-2002) werden prioritaire zones binnen de kerngebieden aangeduid (Vermeersch et al. 2021). In die prioritaire zones is het doel de populaties naar het niveau van een bronpopulatie te verhogen (4 paren / 100 ha). Het INBO onderzocht in 2022 of de deelgebieden die opgenomen werden in de actualisering van akker- en weidevogelkerngebieden (Feys & Vermeersch, 2014) nog steeds relevante gebieden zijn met een hoge kansrijkdom voor akkervogels en gaf advies omtrent deze ontwerpkaarten (Jansen et al., 2022). Met deze zones kan verder gewerkt worden en geüpdatet worden met de informatie van de nieuwe broedvogelatlas.

De prioritaire zones kunnen na de publicatie van de nieuwe broedvogelatlas opnieuw geëvalueerd worden aan de hand van een habitatgeschiktheidsanalyse met prioriteitszones en *mapping* (Meriggi et al., 2007; Avotins et al., 2022). Zo kan een analyse uitgevoerd worden waarin de huidige staat van de habitat, het potentieel van de habitat en de bestaande populaties in verwerkt worden. Die analyse geeft prioritaire zones weer die het meeste potentieel hebben het niveau van een bronpopulatie (en meer) te behalen en zijn voor bijplaatsingen het meest opportuun. Dit is een soortgerichte benadering van de HS-analyses (Muhammed et al., 2022).

De analyses op Vlaams niveau zijn zinvol om te analyseren waar het grootste potentieel ligt voor een herintroductie. Op basis van beschikbare inventarisatiegegevens van landgebruik, zoals de (verouderde) Biologische Waarderingskaart (BWK) en andere datasets³ kan een analyse gemaakt worden van de natuurlijkheid van de habitat voor de patrijs op Vlaams niveau via een habitatgeschiktheidsanalyse. Zo kan via een binaire methode een habitatgeschiktheidsindex,

³ In de Beleidsnota 2019-2024 werd het Meetnet Biodiversiteit in het Agrarisch Gebied (MBAG) aangekondigd, een soort gedetailleerde versie van de BWK in agrarisch gebied.

HGI (Eng. Habitat Suitability Index, HSI) berekend worden voor alle kilometerhokken in Vlaanderen om de meest geschikte (natuurlijke) locatie te zoeken voor de stichting van een nieuwe metapopulatie (Meriggi et al., 2007; Muhammed et al., 2022). Dit model geeft een score van 0 (ongeschikt habitat) of 1 (natuurlijk, optimaal habitat). Voor de zones met score 1 kunnen verdere analyses uitwijzen of een herintroductie daar haalbaar is (populatielevensvatbaarheidsanalyse, zie verder). Dit is een habitatgerichte benadering van de HG-analyses (Muhammed et al., 2022). Een bovenstaande HGA kan op Vlaams niveau, maar dan moet er voldoende informatie beschikbaar zijn (Avotins et al., 2022). Een dergelijke analyse is meer tijdrovend en met de binaire methode kunnen mogelijk al enkele geschikte gebieden bekomen worden die verder bestudeerd kunnen worden op geschiktheid voor een herintroductie in de toekomst.

10.3 BIJZET OF HERINTRODUCTIE

De huidige conclusie aan de hand van de bestaande literatuur is dat een herintroductie in Vlaanderen momenteel niet aan de orde is. Om een volledig nieuwe, gezonde kernpopulatie op te richten is een minimumoppervlakte van 20 km² aan optimaal habitat nodig (Meriggi et al., 2007), met voldoende connectiviteit om dispersie tussen deelpopulaties haalbaar te maken. Genetisch zijn de Vlaamse populaties gezond, er dienen geen translocaties uitgevoerd te worden om de genenpoel aan te vullen of te ondersteunen. Voor een herintroductie dient verder onderzoek plaats te vinden. Er zijn daarnaast geen geschikte individuen aanwezig in het Vlaams landschap door het huidige gebrek aan voldoende grote bronpopulaties. Kweek werd niet opportuun geacht om translocaties mee uit te voeren.

Een goed voorbereide en uitgevoerde bijplaatsing daarentegen is momenteel de beste manier om de huidige populaties te ondersteunen, uit te breiden en mogelijk op termijn aanleiding te geven aan een bronpopulatie waaruit puur wilde individuen gebruikt kunnen worden voor translocaties, waaronder een herintroductie. Maar voordat dit kan doorgaan, dienen de stappen die besproken worden in hoofdstuk 9 doorlopen te worden en is verder onderzoek nodig. Voor bijplaatsing van jachtwild dient een afwijking aangevraagd te worden op het verbod tot introductie in het wild. Voor een bijplaatsing van patrijzen kan dit in het kader van een translocatie binnen zijn huidige verspreidingsareaal (SB art. 21).

10.4 HERKOMST UITGEZETTE PATRIJZEN

In Vlaanderen wordt de grens van 4 koppels per 100 ha bijna nergens meer gehaald om als bronpopulatie te kunnen dienen. De wilde populaties zijn simpelweg te klein om individuen uit weg te halen. Voor herintroductie kan overwogen worden om wilde individuen uit het buitenland te halen, mits extra onderzoek op de populatiedynamiek, genetisch onderzoek op de buitenlandse populatie en uiteindelijk op de gevangen individuen. Enkel patrijzen die genetisch verwant zijn aan de westelijke clade *Perdix perdix perdix* worden in overweging genomen. Het wegvangen van patrijzen in het buitenland mag geen negatief gevolg hebben voor die lokale populatie. Er moet rekening gehouden worden met lokale adaptaties, zoals de Noord-Antwerpse populatie die genetisch eerder aanleunt bij de Nederlandse populatie dan de populatie in de rest van Vlaanderen. Gedragingen zijn ook aangepast aan de omgeving en kunnen verschillen tussen de Vlaamse patrijzen en patrijzen uit buitenlandse populaties. Een goede opvolging is hier nodig om dergelijke verschillen vast te stellen.

Zuiver gekweekte individuen worden niet gebruikt om te transloceren (geen introductie, noch bijzettingen). Er bestaat het gevaar van verspreiding van maladaptaties en ziekten en het is geen efficiënte methode, het heeft de laagste overlevingskansen en het laagste broedsucces (Buckley et al. 2012, Buner & Schaub 2008, Buner et al., 2011, Homberger et al. 2014, Rymešová et al. 2013).

Bij bijzettingen geniet de tussenvorm van *fostering* de voorkeur waarbij gekweekte kuikens bij wilde koppels geplaatst worden die zelf geen nest hebben kunnen uitbroeden. De eieren zijn dan afkomstig uit wildkweek waar ze opgroeien bij de ouders. Als 5-8 weken oude kuikens worden ze vrijgelaten bij de surrogaat in het projectgebied. Er wordt vermeden dat er commercieel gekweekte kuikens gebruikt worden. Een interessante mogelijkheid om extra onderzoek op te doen is het gebruik van eieren uit “kwekerij 1A” in Deflem et al. (2021). De individuen van deze Noord-Franse kwekerij zijn genetisch licht verschillend van individuen uit andere kwekerijen en lijken genetisch sterker op Vlaamse autochtone patrijzen. Ze worden zodanig als ideale patrijzen voor de aanvulling van natuurlijke patrijzenpopulaties verkocht. Fostering kan bij een introductie ook als aanvulling dienen als er al een geïntroduceerde populatie aanwezig is.

10.5 POPULATIELEVENSVATBAARHEIDSANALYSE (PLA)

Een populatielevensvatbaarheidsanalyse is een stochastische analyse die toelaat om trends van een populatie te voorspellen aan de hand van gekozen parameters gebaseerd op de ecologische en genetische eigenschappen van de te bestuderen soort (en lokale populaties). Ook kunnen conservatiemaatregelen bestudeerd worden aan de hand van een PLA zonder ze te moeten toepassen in het wild. Zo kan bekeken worden op welke maatregelen de focus dient te liggen. Verder kan de impact van gecontroleerde jacht en de aantallen die geschoten mogen worden, gemodelleerd worden voor een goedkeuring gegeven wordt. De mogelijkheden van een PLA zijn nagenoeg eindeloos. Er kan gewerkt worden met een meer simpel, deterministisch model, maar daar zitten geen stochastische effecten of lokale verschillen in verwerkt. Om een realistische voorspelling te kunnen maken, is een stochastische benadering nodig (De Leo et al., 2004; Meriggi et al., 2007).

Als onderdeel van een PLA kan de minimaal levensvatbare populatie, MLP (Eng. *Minimum Viable Population, MVP*) berekend worden. Dit is de minimale grootte die een populatie dient te hebben om de volgende 100 jaar te kunnen overleven. Indien de werkelijke populatiegrootte groter of gelijk is aan de MLP is de populatie genetisch sterk genoeg om nog 100 jaar voort te leven onder de huidige omstandigheden. Is de werkelijke populatiegrootte kleiner dan de MLP dienen er stappen ondernomen te worden om de populatie te waarborgen of dreigt de populatie uit te sterven (Grimm & Storch, 2000; Brambilla et al., 2011). Door de MLP kan het aantal patrijzen bepaald worden die nodig zijn vooraleer de populatie als bronpopulatie kan dienen in het kader van een translocatie. De bronpopulatie dient gezond te blijven na de afvangst van de te transloceren individuen.

In Italië (Meriggi et al., 2007) werd een proefproject uitgewerkt om een grootschalige translocatie van patrijzen (en rode patrijzen) uit te voeren in het kader van het creëren van metapopulaties. Aan de hand van de PLA werden verschillende scenario's bekeken zoals de nodige oppervlakte voor een herintroductie, de impact van jacht, verschillende vrijlatingsmethoden, dispersiepatronen, demografische parameters, ...

In dit model kon geen enkele populatie gesimuleerd worden die levensvatbaar was bij losstaande populaties. Nadat de populaties aan elkaar gelinkt werden in het kader van een



metapopulatie met uitwisseling van individuen en genen (connectiviteit), werden levensvatbare scenario's verkregen uit de analyses. Verder werd uit de analyses duidelijk dat een metapopulatie minstens 20 km² aan potentieel habitat nodig heeft om een zinvolle overlevingskans te genereren voor een herintroductie.

Dit project was uiteindelijk niet succesvol, waarschijnlijk door de afkomst van de patrijzen. Er werden enkel gekweekte patrijzen gebruikt voor de herintroductie, die tijdelijk in stand werden gehouden door 3-jaarlijkse vrijlating van 100 patrijzen. Het effect van de jacht werd bekeken op een verspreidingsgebied van 30 km² en de isolatie van een populatie versterkte het effect van het afschot van individuen. Daarom is functionele connectiviteit van deelpopulaties in het landschap via patrijsspecifieke corridors en stapstenen een hoofdfactor om jacht te overwegen na een herintroductie of bijplaatsing. Een geïsoleerde populatie, zonder connectiviteit, vergroot het effect van stochasticiteit, waardoor translocatie geen duurzame handeling is voor de instandhouding van de populatie, laat staan met jacht erbij.

Deze analyses werden gebruikt in combinatie met modellen van habitatgeschiktheid (Eng. *habitat suitability models*) waardoor de meest geschikte gebieden voor herintroductie gemodelleerd werden. Zo kunnen de beste habitats gebruikt worden in zo gunstig mogelijke scenario's om translocaties te laten slagen.

Bijkomstig bij de habitatgeschiktheidanalyses kan de functionele connectiviteit op verschillende manieren bestudeerd worden. Dit kan via een gelijkaardig model dat in samenwerking met de HGA gebruikt wordt, het connectiviteitsmodel (Eng. *connectivity model*). Zo kunnen de belangrijkste corridors voor de uitwisseling van individuen en genen in de metapopulatie in kaart worden gebracht (Nelli et al., 2022). Anderzijds kunnen de bestaande corridors gemonitord worden met cameravallen of kunnen individuen via een inventarisatieprotocol op gekleurde ringen gemonitord worden om zo de functionele connectiviteit (het effectieve gebruik van de bestaande corridors) te bekijken. Als laatste optie kan aan de hand van genetische analyses de connectiviteit tussen populaties bestudeerd worden (Deflem et al., 2021). Connectiviteit voorzien in het landschap dient een onderdeel te zijn van de beheerovereenkomsten. De analyse van de connectiviteit en zijn functionaliteit dient te gebeuren voordat een translocatie wordt uitgevoerd.

De resultaten van dit onderzoek zijn afhankelijk van lokale parameters die in Italië anders zijn dan in Vlaanderen. Het is een goede richtlijn, maar de analyses worden best herhaald met Vlaanderen als locatie van de verschillende scenario's. Verder zijn er lokale verschillen tussen patrijzenpopulaties die bij translocaties van belang zijn. Door De Leo et al. (2004) werd een PLA uitgevoerd op de patrijs en werden intrinsieke verschillen gevonden tussen populaties in de UK en op het Europees vasteland. De populaties in de UK waren robuuster voor nefaste effecten zoals jacht of habitatkwaliteit en waren minder waarschijnlijk lokaal uit te sterven in vergelijking met de rest van Europa. Patrijzen op het vasteland hebben een kleinere overlevingskans van lente naar zomer (reden onbekend), waardoor een kleiner aandeel van de populatie aanwezig is om de impact van de jacht op te vangen (kleinere populatie, minder dispersie,...). Het hanteren van dezelfde richtaantallen is op het vasteland niet aangewezen door de grotere instabiliteit van de populaties. In Frankrijk werd via een PLA onderlinge verschillen tussen populaties bekeken (welke gezond waren en welke afnamen in aantallen; Bro et al., 2000).

De populatielevensvatbaarheidsanalyse kan een krachtig hulpmiddel zijn om de bijplaatsingen en/of herintroducties van de patrijs te helpen slagen. Momenteel (tot eind 2024) loopt er een onderzoek naar de populatiedynamiek (INBO) van de patrijs waar de impact van jacht, predatie

en verschillende factoren in het Vlaamse landschap bekeken wordt. Dit onderzoek kan relevante informatie verschaffen voor de PLA in het kader van translocaties van de patrijs.

10.6 NAZORG

Internationaal onderzoek benadrukt het belang van de beheerovereenkomsten om het habitatmanagement te behouden na de vrijlating van de patrijzen (Aebischer & Ewald, 2010). Beheerovereenkomsten zijn dus essentieel. Wat de beheerovereenkomsten exact moeten bevatten, is situatie-afhankelijk en kan uit de Populatielevensvatbaarheidsanalyse gehaald worden, net als de nood voor predatorcontrole en de impact van gecontroleerde jacht. Op de ene locatie kan het beheren van corridors bijvoorbeeld belangrijker zijn dan habitat creëren of predatorcontrole, terwijl op een andere locatie het andersom kan zijn. De impact van specifieke predatorsoorten kan beschouwd worden, waardoor een predatorcontrole veel gericht kan plaatsvinden, als dit al opportuun zou zijn.

Jacht op een getransloceerde soort is contraproductief en wordt afgeraden. Indien een PLA weergeeft dat de populatie gezond blijft na gecontroleerde jacht van een beperkt aantal individuen, kan jacht overwogen worden. De huidige benchmark van 3 koppels per 100 ha is te laag om een gezonde kernpopulatie te onderhouden. Via de PLA kunnen stochastische effecten mee in rekening gebracht worden en een meer accurate inschatting gemaakt worden van de impact. Jacht na enkele jaren toelaten zonder een goede inschatting te maken van de effecten, kan de translocatie laten mislukken.

In de Vlaamse jachtwetgeving is er geen onderdeel opgenomen betreffende translocaties. In het kader van conservatie dient dit onderzocht te worden. De Waalse wetgeving waarbij 3 jaar na translocatie terug gejaagd mag worden op patrijs, wordt niet aanbevolen. Het aantal jaar wachten zegt niets over het succes van de translocatie, de aantallen of de populatiedynamiek. Voornamelijk de monitoring van de populatie is aan te raden, zoals hieronder beschreven, met een individuele beoordeling over de mogelijkheden van afschot per translocatie.

Connectiviteit tussen deelpopulaties is een hoofdfactor om jacht te overwegen na een herintroductie of bijplaatsing. Afgezonderde populaties hebben minder recuperatiecapaciteit om het effect van de jacht tegen te gaan.

Het project in Sussex toont aan dat duurzame jacht na een translocatie haalbaar is mits goede opvolging en beperkte aantallen worden geschoten. Dit ging over een populatie die ettelijke jaren na translocatie in een studiegebied van 224 ha zeer hoge aantallen bereikt had met 375 paren (Potts, 2012). Om jacht na een translocatie mogelijk te maken, dient een duurzaam plan opgesteld te worden. Mogelijk kan de impact op de populatie bekeken worden via de PLA, met jaarlijkse afspraken op vlak van aantallen en herevaluatie van de situatie, vergelijkbaar met de tellingen die de WBE's nu doorlopen om te mogen jagen op patrijs. Er wordt enkel groen licht gegeven wanneer de PLA geen impact op de overleving van de populatie voorspelt.

10.7 MONITORING

De monitoring van een translocatie is sterk afhankelijk van de onderzoeksvraag die ermee gepaard gaat. Er zijn verschillende manieren om individuele patrijzen te tracken, voornamelijk via telemetrie, maar de zenders hebben soms nefaste gevolgen voor de patrijs op vlak van mobiliteit en overlevingskans (Homburger et al., 2021). Het gebruik van de radio-tag kan enkel bij een translocatie indien er in de PLA een populatie naar voren komt die ondanks de tags gezonde aantallen kan bereiken. Wanneer een monitoring via warmtekijkers (winter), het



huidige telprotocol (INBO) of *mapping* (Blondel 1969; Pépin 1983; Sarà, M., 1989; Meriggi et al., 2007) kan plaatsvinden, hebben deze methoden de voorkeur. Monitoring gebeurt in drie fases (Mergeay & Verbist, 2021): meteen na de vrijlating, opvolging van de populatie na beëindiging van de uitzettingen en een lange-termijn monitoring om het succes van de translocatie te bepalen.



11 TRANSLOCATIE VAN ANDER JACHTWILD

De patrijs is in al zijn facetten een bijzondere soort die moeilijk te vergelijken valt met ander bejaagbaar jachtwild. Als grondbroeder met een laag dispersievermogen en een kwetsbare status is de patrijs uniek als jachtwild. Overige bejaagbare soorten zijn ofwel niet kwetsbaar, veroorzaken zelfs overlast, hebben een groot dispersievermogen, zijn geen grondbroeders, of zijn exoten. Als er overwogen wordt een andere jachtwildsoort te transloceren, bevelen we aan dat er een specifiek onderzoek wordt opgestart voor die soort.

Eén soort die eventueel vergelijkbaar zou kunnen zijn, is haas, die sinds de jaren '70 door ziekten en intensivering van de landbouw sterk in aantal afgenomen is. In Vlaanderen staat de haas op de Rode Lijst als Bijna in Gevaar (Maes et al. 2014). Gewone jacht en bestrijding is toegelaten. De haas ondervindt dezelfde achteruitgang van zijn habitat door intensieve landbouw en krijgt ook te maken met veel barrières (Ceulemans, 2009). In tegenstelling tot patrijs zijn bosgebieden geen barrière voor hazen. Vooraleer translocatie overwogen wordt, telt voor haas hetzelfde als patrijs: eerst moet de habitat en de connectiviteit in orde zijn. Mogelijk zijn habitatverbetering en ontsnippering voor de haas voldoende. Haas is niet opgenomen in een SBP, dus er is ook geen wettelijke basis om een afwijking tot verbod op translocatie van haas te gunnen. Verder onderzoek naar de populatiedynamiek is ook aangeraden (Ceulemans, 2009).

Er bestaat een SBP voor weidevogels met focus op kievit en wulp, met kievit als waterwild, maar door de grote dispersie-afstanden van deze soorten worden translocaties niet nuttig geacht. Daarnaast zijn ze onderhevig aan factoren in het buitenland waar Vlaanderen geen vat op heeft, zoals de jacht op weidevogels tijdens de trek in Frankrijk.



12 BESLUIT

- Het is duidelijk dat de habitat in orde moet zijn én samenwerkingsovereenkomsten moeten nagekomen worden om translocatie te overwegen. Translocatie moet altijd gepaard gaan met habitatherstel en -behoud.
- Niet alleen habitatkwaliteit, maar ook connectiviteit a.d.h.v. corridors en stapstenen is essentieel voor duurzame populaties alvorens het transloceren van patrijzen overwogen wordt, om natuurlijke dispersie en uitwisseling tussen metapopulaties mogelijk te maken. De analyse van de connectiviteit en zijn functionaliteit dient te gebeuren voordat een translocatie wordt uitgevoerd.
- Een translocatie kan een sterke conservatietool zijn, maar dient goed overwogen te worden en nooit als enige conservatiemaatregel gebruikt te worden (IUCN). Translocaties mogen nooit overwogen worden indien de redenen waardoor de soort of populatie een neerwaartse trend ervaart, niet verwijderd (of voldoende afgenomen) zijn.
- Translocatie kan georganiseerd worden op plekken waar de habitat goed is, of kleine aanpassingen mogelijk zijn, maar een patrijzenpopulatie klein of afwezig is. Daar liggen opportuniteiten en kansen voor relatief snel succes. Die gebieden identificeren is cruciaal en kan aan de hand van een combinatie van reeds bestaande databanken (vogelatlas), toekomstige databanken (MBAG) en analyses (HGA/PLA).
- Een bijplaatsing is mogelijk als eerste project. Een introductie wordt pas gedaan als alle omgevingsfactoren goed zitten (habitat, connectiviteit, beheerovereenkomsten, eventuele predatorcontrole) en de bijplaatsing succesvol bleek te zijn. Jacht op patrijzen wordt per project in situ bestudeerd en beslist.
- Er worden geen gekweekte adulten gebruikt voor een translocatie. Het wegvangen van alle individuen uit een bronpopulatie is ook niet ideaal, de bronpopulaties staan reeds onder stress, zeker in Vlaanderen. *Fostering* lijkt in de huidige omstandigheden de beste keuze voor de eerste projecten van patrijzentranslocatie. Achteraf kunnen, wanneer via bijplaatsingen stabiele bronpopulaties bekomen worden, wilde individuen gebruikt worden voor een herintroductie.
- Gebruik populatielevensvatbaarheidsanalyse om de parameters van de translocatie te bepalen (samen met de habitatgeschiktheidsanalyse om de locatie te bepalen). Dit kan op verschillende manieren, voor alle mogelijke parameters en voor een bijplaatsing of herintroductie. Dergelijke analyses maken het opstarten van een translocatie meer doelgericht en met een grotere kans op succes.



13 AANBEVELINGEN VOOR BELEID

- Uit eerder onderzoek is duidelijk gebleken dat habitatkwaliteit en connectiviteit tussen deelpopulaties twee factoren zijn die cruciaal zijn om een patrijzenpopulatie gezond te houden. Twee belangrijke stappen in de conservatie van lokale populaties zijn de uitgebreide vereisten van de habitat vervullen en corridors met stapstenen voorzien voor dispersie.
- In de huidige regelgeving mag er gejaagd worden vanaf 3 koppels per 100 ha. Om een kernpopulatie te bereiken, wat het doel is van een translocatie, wordt het minimum van 4 koppels per 100 ha nagestreefd. In de UK hanteren ze zelfs 4,5 koppels per 100 ha. Na translocatie zou de jachtwetgeving aangepast moeten worden, zodat jacht slechts toegelaten wordt bij een stabiele populatie met meer dan 4 koppels per 100 ha. Waar er geen translocatieproject bezig is, kan de huidige wetgeving van toepassing blijven. Na elke translocatie dient er gemonitord te worden en de staat van de populatie worden geanalyseerd voordat toestemming tot jacht kan verleend worden.
- Vervolgonderzoek: Optimale locaties zoeken in Vlaanderen om bijplaatsingen te kunnen organiseren. Via enerzijds de aangepaste ontwerpkaarten voor akkervogels (Jansen et al., 2022) met een update van de nieuwe vogelatlas en eventueel resultaten van de toekomstige MBAG, en anderzijds een analyse via een habitatgeschiktheidsanalyse. Daarnaast kan een populatielevensvatbaarheidsanalyse opgemaakt worden met verschillende parameters om uiteindelijk effectief een translocatie uit te voeren op de gekozen testlocatie voor bijzet. Een mogelijke herintroductie zou via een PLA onderzocht kunnen worden in de huidige gebieden rond Widooie in Haspengouw waar momenteel ook een project loopt op hamster.
- Translocaties moeten casus per casus bekeken worden. Indien translocatie van patrijs als jachtwild een bruikbare tool wordt, is een beslissingsboom handig om afhankelijk van de locatie en aanvraag een gericht advies te geven, gebaseerd op het plan van aanpak van dit rapport. De beslissingsboom staat in **Bijlage I**.



Referenties

- Aebischer, N.J., Blake, K.A. & Boatman, N.D. (1994) Field margins as habitats for game. In: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation: 95–104. (ed. Boatman, N.D.) BCPC Monograph No. 58, British Crop Protection Council. Farnham.
- Aebischer, N.J. & Ewald, J.A., (2010). Grey partridge (*Perdix perdix*) in the UK: recovery status, set-aside and shooting. *Ibis*, **152**, 530-542.
- ANB (2021). Achtergrondrapport bij het soortenbeschermingsprogramma voor de akkervogels (MB 20/12/2021).
- Andersen, L.H., Sunde, P., Pellegrino, I., Loechcke V. & Pertoldi, C. (2017). Using population viability analysis, genomics, and habitat suitability to forecast future population patterns of Little Owl *Athene noctua* across Europe. *Ecol Evol.* 7:10987–11001.
- Angelov, E., Gruychev, G. & Stoyanov, S. (2019). Do hand reared grey partridges (*Perdix perdix* L., 1758) survive after releasing in upland habitats of Western Bulgaria? *Forestry Ideas* 25:385-393.
- Avotins, A., Kerus V. & Aunins A. (2022). National scale habitat suitability analysis to evaluate and improve conservation areas for a mature forest specialist species. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02218
- BirdLife International (2022). *Perdix perdix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T22678911A154496308.
- Birkan, M. & Jacob, M. (1988). *La Perdix Grise*. Hatier. Paris.
- Bot, S. & Jansen, J., (2013). Is peat partridge a valid subspecies of grey partridge? *Dutch Birding*, 35, 155-168.
- Brambilla, M., Gustin, M. & Celada, C. (2011). Defining favourable reference values for bird populations in Italy: setting long-term conservation targets for priority species. *Bird Conservation International*, 21:107–118.
- Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. (2000). Demography and the decline of the grey partridge (*Perdix perdix*) in France. *Journal of Applied Ecology*, 37: 432-448.
- Bro, E., Reitz, F. & Clobert, J. (2000). Nest-site selection of grey partridge (*Perdix perdix*) on agricultural lands in North-Central France. *Game and Wildlife Science*, 17: 1–16.
- Bro, E. & Crosnier A. (2012). Grey Partridges (*Perdix perdix*) in France in 2008: distribution, abundance, and population change. *Bird Study* 59:320-326.
- Bro, E. (2016). *La perdrix grise biologie, écologie, gestion et conservation*. Biotope, Mèze, 304 pp.
- Browne, S.J., Buner, F. & Aebischer, N.J. (2009). "A Review of Gray Partridge Restocking in the UK and its Implications for the UK Biodiversity Action Plan," *National Quail Symposium Proceedings: Vol. 6*, Article 40.

- Buckley, K., Kelly, P., Kavanagh, B., O’Gorman, E.C., Carnus, T. & McMahon, B.J. (2012). Every partridge counts - successful techniques used in the captive conservation breeding programme for wild grey partridge in Ireland. *Anim Biodivers Conserv* 35:387 – 393
- Buckley, K., Gorman, C.O., Martyn, M., Kavanagh, B., Copland, A. & McMahon, B.J. (2021). Coexistence without conflict, the recovery of Ireland’s endangered wild grey partridge (*Perdix perdix*). *European Journal of Wildlife Research* (2021) 67: 58.
- Buner, F., Jenny, M., Zbinden, N. & Naef-Daenzer, B. (2005) Ecologically enhanced areas - A key habitat structure for re-introduced grey partridges (*Perdix perdix*). *Biological Conservation*, 124: 373–381.
- Buner, F. (2008). Survival, habitat use and disturbance behaviour of re-introduced Grey Partridges (*Perdix perdix*) L. in an enhanced arable landscape in the Swiss Klettgau. PhD thesis, University of Basel and Swiss Ornithological Institute Sempach.
- Buner, F. & Schaub, M. (2008). How do different releasing techniques affect the survival of reintroduced grey partridges (*Perdix perdix*)?. *Wildlife Biology*, 14(1), 26-35.
- Buner, F. (2009). How to Re-Introduce Gray Partridges - Conclusions from a Releasing Project in Switzerland. in S. Cederbaum, F. BC, T. TM, T. JJ, and C. JP, editors. *Gamebird 2006: Quail VI and Perdix XII*. 31 May - 4 June 2006. Warnell School of Forestry and Natural Resources, Athens, GA, USA.
- Buner F., Browne S.J. & Aebischer N.J. (2011). Experimental assessment of release methods for the re-establishment of a red-listed galliform, the grey partridge (*Perdix perdix*). *Biol Conserv* 144:593–601
- Buner, F., Brockless, M.H. & Aebischer, N.J. (2016). The Rotherfield demonstration project. *The GWCT Annual Review*, 48: 32–33.
- Buner, F. & Aebischer, N. (2021). Rotherfield Demonstration Project, *GWCT Annual Review* article 2020.
- Carmen, R. Onkelinx, T. & Scheppers, T. (2023). Aantal patrijzenkoppels per wildbeheereenheid op basis van gestandaardiseerde tellingen. Resultaten voor 2023. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (36)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.97063682
- Casas, F., Arroyo, B., Vinuela, J., Guzman, J.L. & Mougeot, F. (2016). Are farm-reared red-legged partridge releases increasing hunting pressure on wild breeding partridges in central Spain? *European Journal of Wildlife Research* 62:79-84.
- Ceulemans, T. (2009). Hoe gaat het met de Vlaamse hazen? *Onderzoek naar de haas in Vlaanderen. Zoogdier*, 20(4), 8–11.
- Davis, M.B., Simons, T.R., Groom, M.J., Weaver, J.L. & Cordes, J.R. (2001). The breeding status of the American oystercatcher on the east coast of North America and breeding success in North Carolina. *Waterbirds* 24:195–202.
- De Leo, G.A., Focardi, S., Gatto, M. & Cattadori, I.M. (2004). The decline of the grey partridge in Europe: comparing demographics in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecological Modelling*, 177(3-4), 313-335.

- Deflem, I., Mouton, C., De Regge, N., Van Breusegem, A., Neyrinck, S. & Mergeay, J. (2021). Genetische structuur en herkomst van patrijs (*Perdix perdix*) in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (57). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dwenger, R. (1991). Das Rebhuhn. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 447. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt.
- Erwin, R.M., Truitt, B.R. & Jiménez, J.E., (2001). Ground-nesting waterbirds and mammalian carnivores on the Virginia barrier island region: running out of options. *J Coastal Res*, 17:292–296.
- Evans, K.L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146:1 – 13
- Ewald, J.A., Potts, G.R. & Aebischer, N.J. (2012). Restoration of a wild grey partridge shoot: a major development in the Sussex study, UK. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2: 363–369.
- Feys, S. & Vermeersch, G. (2014). Actualisering akker- en weidevogelkerngebieden. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. INBO.R.2014.1501602
- Frankham, R., Balloux, J.D. & Briscoe, D.A. (2010). *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 618 p, second edition.
- Game Conservancy Limited (1996). *Gamebird releasing*. - The Game Conservancy Trust, Fordingbridge, United Kingdom, 77 pp.
- Gaudioso, V. R., Perez, J. A., Sanchez-Garcia, C., Armenteros, J.A., Lomillos, J.M. & Alonso, M.E. (2011). Isolation from predators: a key factor in the failed release of farmed red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to the wild? *British Poultry Science* 52:155-162.
- Grimm, V. & Storch, I. (2000). Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. - *Wildl. Biol.* 6: 219-225.
- Gottschalk, E., & Beeke, W. (2014). How can the drastic decline in the Grey Partridge (*Perdix perdix*) be stopped? Lessons from ten years of the Grey Partridge Conservation Project in the district of Göttingen. *Berner Vogelschutz* 51:95-116.
- Gottschalk, E., van Reichenbach, H. & Beeke, W. (2017). Rebhühner auswildern, für und wider. *Jäger* 3/2017 (50-53).
- Gottschalk, E. (2017). How to save the partridge? 14 years of partridge conservation in central Germany. Georg-August-Universität Göttingen, presentatie op het Vlaams-Nederlands Akkervogelsymposium 21/10/2017, Leuven
- Hombergerv B., Jenni-Eiermannv S., Roulinv A. & Jenniv L. (2013). The impact of pre- and post-natal contexts on immunity, glucocorticoids and oxidative stress resistance in wild and domesticated grey partridges. *Functional Ecology* 27:1042-1054.

//

- Homberger, B., Jenni, L., Duplain, J., Lanz, M. & Schaub, M. (2014). Food unpredictability in early life increases survival of captive grey partridges (*Perdix perdix*) after release into the wild. *Biological Conservation* 177, 134–141.
- Homberger, B., Korner-Nievergelt, F., Jenni-Eiermann, S., Duplain, J., Lanz, M. & Jenni, L. (2021). Integrating behaviour, physiology and survival to explore the outcome of reintroductions: a case study of grey partridge. *Animal Behaviour* 176:145-156.
- IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- Jansen, J., Vermeersch, G., Erens, R. & Devos, K. (2022). Advies over de ontwerpkaarten “meest kansrijke gebieden voor akkervogels in Vlaanderen” in het kader van het Soortbeschermingsprogramma Akkervogels. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4288. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Jenkins, D. (1961). Population control in protected partridges (*Perdix perdix*). *Society*, 30, 235-258.
- Kalkhoven, J., van Apeldoorn, R. & Foppen, R. (1995). Fauna en natuurdoeltypen: minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. IBN-rapport 193, Instituut voor Bos- en natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 26 p.
- Kuijper, D.J.P. (2007). De Patrijs in Nederland. Oorzaken van achteruitgang en mogelijkheden voor herstel. A&W-rapport 931. Veenwoude.
- Kuijper, D.P.J., Oosterveld, E. & Wymenga, E. (2009). Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population - a review. *Eur J Wildl Res* 55:455–463
- Laux, A., Waltert, M. & Gottschalk, E. (2022). Camera trap data suggest uneven predation risk across vegetation types in a mixed farmland landscape. *Ecology and Evolution* 12e9027
- Laux, A., Mayer, K., Beeke, W., Waltert, M. & Gottschalk, E. (2023). Distance to the edge and other landscape features influence nest predation in grey partridges. *Animal conservation* 1367-9430.
- Liukkonen-Attila, T., Uimaniemi, L., Orell, M. & Lumme, J. (2002). Mitochondrial DNA variation and the phylogeography of the grey partridge (*Perdix perdix*) in Europe: From Pleistocene history to present day populations. *Journal of Evolutionary Biology* 15:971–982.
- Maes, D., Baert, K., Boers, K., Casaer, J., Criel, D., Crevecoeur, L., ... & Vercayie, D. (2014). De IUCN Rode Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek.
- Maurizio, S. (1989). Density and biology of the rock-partridge (*Alectoris graeca whitakeri*) in Sicily (Italy), *Italian Journal of Zoology*, 56:2, 151-157.

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

- McPhee, M.E. (2003). Generations in captivity increases behavioural variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. - *Biological Conservation* 115: 71-77.
- Mergeay, J. & Verbist, V. (2021). Leidraad Translocaties voor Biodiversiteit in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Mergeay, J., Scheppers, T., Deflem, I. & Mouton, C. (2022). Advies over de detectie van uitzetting van patrijs op basis van genetische analyse (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4407). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Meriggi, A., Brangi, A., Cuccus, P. & Della Stella, R.M. (2002). High mortality rate in a reintroduced grey partridge population in central Italy. *Italian Journal of Zoology* 69:19-24.
- Meriggi, A., Della Stella, R.M., Brangi, A., Ferloni, M., Masseroni, E., Merli, E. & Pompilio, L. (2007). The reintroduction of grey and red-legged partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in central Italy: a metapopulation approach, *Italian Journal of Zoology*, 74:3, 215-237.
- Muhammed, K., Anandhi, A. & Chen, G. (2022). Comparing Methods for Estimating Habitat Suitability. *Land*, 11, 1754.
- Nelli, L., Schehl, B., Stewart, R. A., Scott, C., Ferguson, S., MacMillan, S. & McCafferty, D. J. (2022). Predicting habitat suitability and connectivity for management and conservation of urban wildlife: A real-time web application for grassland water voles. *Journal of Applied Ecology*, 59, 1072–1085.
- Onkelinx, T., Dochy, O., Vermeersch, G. & Devos, K. (2024). Trends op basis van de Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV): Technisch achtergrondrapport voor de periode 2007-2023. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; Nr. 15). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.102669823>.
- Oostendorp, M. (2002). Het Landelijk Gebied tussen Malden en Molenhoek als Ecologische Corridor voor Fauna. Afdeling Milieukunde van de Katholieke Universiteit Nijmegen. ISBN 90 373 0440 0.
- Opstaele, B. (2015). Ruilverkavelingsproject Elingen. Uitvoering monitoringprogramma avifauna jaar +6 (2014) i.o.v. Vlaamse Landmaatschappij. Driekwart Groen, Maarkedal / Greenspot, Gent.
- Orłowski, G., Czarnecka, J. & Panek, M. (2011). Autumn–winter diet of Grey Partridges (*Perdix perdix*) in winter crops, stubble fields and fallows, *Bird Study*, 58:4, 473-486.
- Potts, G.R. (1986). *The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation*. Collins. London.
- Potts, G.R. (2009). Restoring a gray partridge (*Perdix perdix*) population and the future of predation control. Pages 24 - 25 in Cederbaum SB, Faircloth BC, Terhune TM, Thompson JJ, Carroll JP, eds. *Gamebird 2006: Quail VI and Perdix XII*. 31 May - 4 June 2006. Warnell School of Forestry and Natural Resources, Athens, GA, USA.

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

- Putala, A., Oksa, J., Rintamäki, H. & Hissa, R. (1997). Effects of hand-rearing and radiotransmitters on flight of gray partridge. - Journal of Wildlife Management 61: 1345-1351.
- Randi, E. (2008). Detecting hybridization between wild species and their domesticated relatives. Molecular ecology, 17(1), 285–293.
- Rands, M. (1986) Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. Journal of Applied Ecology, 23: 479–487.
- Roodbergen, M. (2013). Het Jaar van de Patrijs: kennisupdate. Sovon-rapport 2013/12, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Rosin, A.V., Meriggi, A., Pella, F. & Zaccaroni, M. (2009). Demographic parameters of reintroduced grey partridges in central Italy and the effect of weather. European Journal of Wildlife Research, 56 (3), pp.369-375.
- Rymešová, D., Šmilauer, P. & Šálek, M. (2012). Sex- and age-biased mortality in wild grey partridge *Perdix perdix* populations. Ibis (in press)
- Rymešová, D., Tomasek, O. & Šálek, M. (2013). Differences in mortality rates, dispersal distances and breeding success of commercially reared and wild grey partridges in the Czech agricultural landscape. European Journal of Wildlife Research 59:147-158.
- Sage, R.B., Hoodless, A.N., Woodburn, M.I.A., Draycott, R.A.H., Madden, J.R. & Sotherton, N.W. (2020). Summary review and synthesis: effects on habitats and wildlife of the release and management of pheasants and red-legged partridges on UK lowland shoots. Wildlife Biology.
- Salgado, I. (2018). Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? Biodivers Conserv 27, 2243–2256 .
- 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 (29). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., Anderson, G.Q.A., Vickery, J.A., Calbrade, N.A. & Dodd, S. (2007). The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. Journal of Applied Ecology, 44: 920–932.
- Stamps, J. & Swaisgood, R.R. (2007). Someplace like home: Experience, habitat selection and conservation biology. Applied Animal Behaviour Science 102, 392 - 409
- Szederjei, A., Szederjei, M. & La'szio, S. (1959). Hasen, Rebhuhner, Fasane. Deutscher Bauernverlag. Berlin.
- 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(5), 965–978.

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

- Tobajas, J., Barefoot, E., Mateo, R. & Ferreras, P. (2020). Reducing nest predation of ground-nesting birds through conditioned food aversion. *Biological Conservation* 242, 108405.
- Verbelen, D. (2010). Ruilkavelingsproject Elingen. Uitvoering monitoringsprogramma, avifauna, broedvogels, jaar +2(2010). Rapport Natuurstudie 15/2010, Mechelen.
- Verbelen, D., Lambrechts, J. & Lewylle, I. m.m.v. Jacobs, I., Steeman, R., Decrick, L. & Veraghtert, W. (2012). Ruilverkaveling Gooik. Studie Avifauna. Rapport Natuurpunt Studie 2012/5, Mechelen. pp. 245.
- Vermeersch, G., Devos, K., Driessens, G., Everaert, J., Feys, S., Herremans, M., Onkelinx, T., Stienen, E.W.M. & T’Jollyn, F. (2020). Broedvogels in Vlaanderen 2013-2018. Recente status en trends van in Vlaanderen broedende vogelsoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (1), Brussel, 228 p.
- Vermeersch, G., Anselin, A., Devos, K., Herremans, M., Stevens, J., Gabriëls, J., Van Der Krieken, B., Brosens, D. & Desmet, P. (2021). Broedvogels - Atlas of the breeding birds in Flanders 2000-2002. Version 1.6. Research Institute for Nature and Forest (INBO).
- Walker, S.J. (2021). Archaeological bird remains from Norway as a means to identify long-term patterns in a Northern European avifauna. PhD, Universiteit van Bergen, Denemarken.
- Watson, M. (2004). The effects of raptor predation on Grey Partridges (*Perdix perdix*). PhD thesis. Linacre College, University of Oxford.
- Weng, L-Y. (2015). A mini-review of advances in the study of the evolution of *Perdix* species. *Zoological Systematics*, 40(1): 93–98
- World Pheasant Association and IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group (eds.) (2009). Guidelines for the Re-introduction of Galliformes for Conservation Purposes. Gland, Switzerland: IUCN and Newcastle-upon-Tyne, UK: World Pheasant Association. 86 pp.
- Zheng, Z-X. (1978). Volume IV of Class Aves, China Fauna - Galliformes. Science Press, Beijing. pp. 69–78.

Gebruikte websites

- <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/grey-partridge-perdix-perdix/text>
- https://www.greypartridge.ie/?page_id=42
- <https://www.biodiversitymanifesto.com/2023/03/13/irish-grey-partridge-project-carlow-and-npws-boora-breeding-exchange-project/>
- <https://www.gwct.org.uk/research/species/birds/grey-partridge/grey-partridge-releasing-experiment/>
- <https://rebhuhnschutzprojekt.de/rebhuehner-auswildern.html>
- <https://www.irec.es/en/featured-posts/control-predators-control-predation/>



Bijlage I: Beslissingsboom

Alvorens over te gaan naar de beslissingsboom:

- **Locatiebepaling:**
 - Er komt vanuit een WBE een aanvraag binnen voor een specifieke locatie. Mogelijks gevolgd door een populatielevensvatbaarheidsanalyse om de parameters van de translocatie te bepalen.
 - Onderzoek naar locaties met hoge slaagkans met tools zoals de ontwerpkaarten van prioritaire zones, de vogelatlas, MBAG of een habitatgeschiktheidsanalyse.
- **Habitatkwaliteit:** Het is duidelijk dat de habitat in orde moet zijn én samenwerkingsovereenkomsten moeten nagekomen worden om translocatie te overwegen. Translocatie moet altijd gepaard gaan met habitatherstel en/of -behoud.
- **Connectiviteit:** Niet alleen habitatkwaliteit, maar ook connectiviteit is essentieel voor duurzame populaties alvorens translocatie van patrijzen overwogen wordt, om natuurlijke dispersie en uitwisseling tussen metapopulaties mogelijk te maken. Slechts vanaf er minimum 20 km² aan optimaal habitat bestaat en er connectiviteit is met andere populaties via corridors of voldoende* individuen vrijgelaten worden voor een nieuwe metapopulatie.
- Translocaties dienen enkel bekeken te worden in regio's met **lage predatie en menselijke activiteit**. Patrijzen vermijden drukbezochte gebieden. Zo zullen de ingerichte habitats niet ten volle gebruikt kunnen worden in gebieden met menselijke recreatie.

De daaropvolgende beslissingsboom bestaat uit 2 delen:

- Pagina 66: Voor locaties waar patrijs reeds broedt of pogingen onderneemt: Bijplaatsingen.
- Pagina 67: Voor locaties waar patrijs niet broedt: (Her)introductie.

Na de beslissing om translocatie toe te staan, wordt de **bron van de getransloceerde individuen** beslist: welke bronpopulatie wordt aangesproken en/of welke patrijzen worden vanuit een fosteringsprogramma gekozen?

*Het aantal individuen hangt af van verschillende factoren en dient *in situ* berekend te worden, bijvoorbeeld via een populatielevensvatbaarheidsanalyse.

Extra: Zijn er ergens afgezonderde populaties die dreigen te verdwijnen door te lage aantallen, verandering van ruimtelijke inrichting of andere redenen? ☒ Deze populaties kunnen getransloceerd worden of gebruikt worden in een kweekprogramma.

Na de uitvoering van translocatie:

- Jaarlijkse monitoring
- Vanaf de populatie gestabiliseerd is met een dichtheid > 4 koppels per 100 ha (of 20 reproducerende vrouwtjes op 500 ha) kan jacht toegelaten worden.



Beslissingsboom voor locaties waar patrijs reeds broedt: bijplaatsingen

1. Is er minstens 20 km² aan goed kwalitatief habitat aanwezig?
Ja → 2
Nee: Habitatherstel
2. Is er een goede connectiviteit met een naburige metapopulatie?
Ja → 3
Nee: Verbeteren connectiviteit
3. Gaat de populatie achteruit ondanks goed kwalitatief habitat en goede connectiviteit?
Ja → 4
Nee: Geen translocatie nodig
4. Onderzoeken waarom⁴ de populatie achteruit gaat. Kan het probleem aangepakt worden?
Ja: Bijplaatsingen
Nee: Geen bijplaatsingen

⁴ Bijvoorbeeld te kleine populatie onderhevig aan stochasticiteit (kan direct beholpen worden door bijplaatsingen), grote verliezen aan predatie, landgebruik, pesticiden, (parasitaire) ziektes, etc.



Beslissingsboom voor locaties waar patrijs niet broedt: (her)introductie

1. Is er minstens 20 km² aan goed kwalitatief habitat aanwezig?
Ja → 2
Nee: Habitatherstel
2. Broedt patrijs < 20 km van het projectgebied⁵?
Ja → 3
Nee: Introductieproject⁶
3. Is er een goede connectiviteit met een naburige metapopulatie?
Ja → 4
Nee: Verbeteren connectiviteit
4. Is de dichtheid van patrijs in de naburige metapopulatie > 4 koppels per 100 ha?
Ja → 5
Nee → Introductie + Onderzoek bijplaatsingen in buurpopulatie.
5. Natuurlijk dispersie naar het projectgebied is mogelijk, maar translocatie kan onderzocht worden voor een versnelde uitbreiding. Is de buurpopulatie een stabiele populatie?
Ja: Introductie in projectgebied
Nee (afname): Introductie in projectgebied + bijplaatsingen in buurpopulatie

⁵ 20 km is de maximale afstand tot waar genetisch nog significante correlaties terug te vinden zijn en de maximale afstand die gemeten wordt van dwalende patrijzen. Idealiter is de naburige populatie nog dichterbij.

⁶ Aangezien het projectgebied niet direct verbonden is met een metapopulatie, is dergelijke locatie geen prioriteit, want de introductie heeft meer kans om fout te lopen. Een mogelijke locatie hiervoor is in de streek rond Widoorie in Haspengouw, waar ook het hamsterproject heeft plaatsgevonden. Er moeten dan ook voldoende individuen getransloceerd worden om een gezonde populatie op te richten. Daarnaast moet de nazorg van de habitat met zekerheid voortbestaan via samenwerkingsovereenkomsten.

